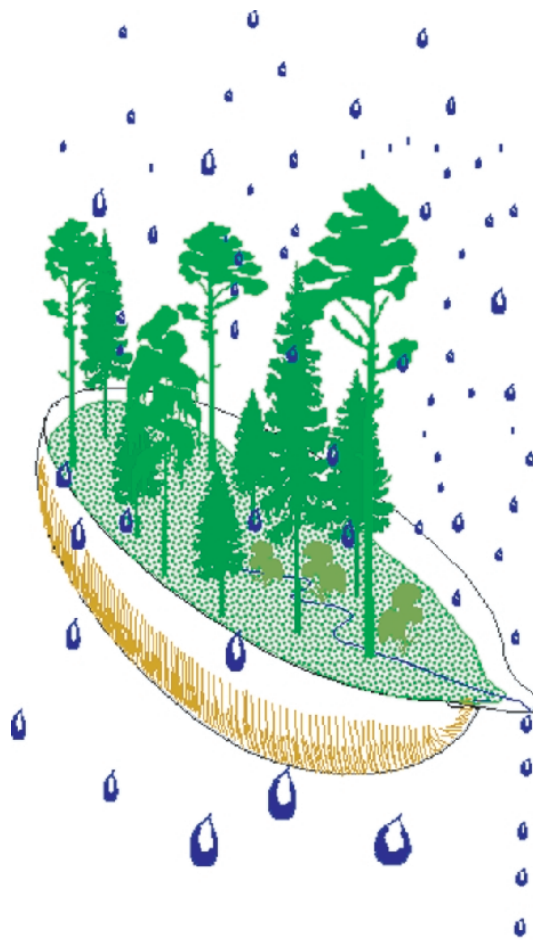


# **Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark — IM**

## **Årsrapport 2003**

Integrated monitoring of the environmental status  
in Swedish forest ecosystems – IM

Annual report for 2003



Stefan Löfgren (red.)

# **Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark — IM**

**Årsrapport 2003**

**Integrated monitoring of the environmental status in Swedish  
forest ecosystems – IM**

**Annual report for 2003**

**Stefan Löfgren (red.)**

Institutionen för Miljöanalys  
Sveriges lantbruksuniversitet  
Box 7050  
750 07 Uppsala  
Tel. 018 – 67 31 10  
<http://www.ma.slu.se>

*Tryck:* 75 exemplar, Institutionen för Miljöanalys, Uppsala, maj 2005.

ISSN: 1403-977X

## Förord

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet ”Skog”. Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar ”Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979” (UN/ECE). IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Utförarna ansvarar för olika delprogram i ett integrerat system där IVL följer depositionen av ämnen, SGU undersöker markens fysikaliska och mineralologiska egenskaper och följer processer i grundvattnet medan IMA, SLU följer klimat och avrinning, markkemi och -biologi, vegetation samt samordar verksamheterna. Till detta kommer ett särskilt ansvar för IVL vad avser undersökningsområdet Gårdsjön i Bohuslän. Prov- och datainsamling vid detta område genomförs i huvudsak av IVL, Göteborg, med Hans Hultberg som samordnare.

Huvudansvariga för IM:s olika delmoment och de som bidrar med data till denna och annan rapportering framgår av nedanstående Tabell:

Samordning och internationella kontakter	Lars Lundin, SLU
Deposition, krondropp	Gunilla Pihl Karlsson, IVL
Meteorologi, hydrologi, datahantering	Lars Lundin, SLU
	Hans Hultberg, IVL
Markemi, biologi, vatten & förnaredbrytning	Lage Bringmark, SLU
Markfysik, grundvatten	Mats Aastrup, SGU
Bäckvatten	Stefan Löfgren, SLU
	Hans Hultberg, IVL
Vegetation inkl. träd, epifytalger & -lavar	Ulf Grandin, SLU

För mer utförlig information om de olika delmomenten hänvisas till dessa personer.

Provtagning och observationer genomförs i områdena huvudsakligen av Ulla Hageström, Gårdsjön Fredrik Zetterqvist, Aneboda, Per Mossberg, Kindla och Johan Hörnqvist, Gammtratten. Insamlade prover för kemisk analys tas om hand och analyseras av ackrediterade laboratorier vid IVL och IMA, SLU. Tommy Jansson, IMA, Lotta Lewin Pihlblad, SGU och Bo Thunholm, SGU har medverkat i arbetet med att karaktärisera avrinningsområdena och att installera, underhålla och sköta driften av mätutrustning.

Föreliggande rapport består av bidrag från Mats Aastrup, Lage Bringmark, Ulf Grandin, Lotta Lewin-Pihlblad, Lars Lundin, Stefan Löfgren, Gunilla Pihl Karlsson och Bo Thunholm. Stefan Löfgren har bearbetat dessa bidrag och färdigställt rapporten i dess nuvarande skick. I rapporten sammanfattas resultaten från de fyra IM-områdena Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under 2003. Alla rådata finns digitalt tillgängliga vid IMA, SLU.

## Innehåll

Förord

Innehåll

Sammanfattning	1
Summary	3
1. Övervakningens bakgrund och syfte	5
2. Val av områden och undersökningsmetodik	5
Gårdsjön - SE-04	8
Aneboda - SE-14	8
Kindla - SE-15	9
Gammtratten – SE 16	9
3. Väderförhållanden 2003	10
4. Vattenbalans 2003	10
5. Modellerad vattenbalans 1997-2003	13
6. Kemiska förhållanden 2003	14
7. Deposition, nederbörds kemi och lufthalter sedan 1996	16
8. Grundvattenkemiska samband i in- och utströmningsområden	19
9. Kritisk belastning för tungmetaller	22
10. Läckageeffekten av skogliga åtgärder reduceras med tiden.	24
11. Kvävetillgång och arginin i granbarr	26
12. Al-fraktionering - jämförelse av analysresultat från IMA och IVL.	31
Referenser	34
Appendix	36
Appendix (English)	37

## Sammanfattning

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet ”Skog”. Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar ”Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979” (UN/ECE). IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Syftet är dels att som referensområden ge relevanta bakgrundsdata, dels att söka skilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Modellering för prognostisering av utvecklingen är ett viktigt inslag. Mätningarna utförs i skyddade områden med lång kontinuitet, utan skogliga aktiviteter. Deposition av luftföroreningar och potentiell klimatpåverkan är de enda mänskliga störningarna i områdena. Syftet med IM-övervakningen skiljer sig från syftena med övriga miljöövervaknings-program genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön och därmed bidra till tolkningen av resultaten från de mer extensiva programmen.

Föreliggande rapport redovisar undersökningar från år 2003 och inbegriper de fyra IM-områdena Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten. Verksamheten under året beskrivs kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. Bearbetade resultat återfinns i tabellbilagan i slutet på rapporten.

IM-områdena är jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Endast Gammtratten uppvisade låga halter oorganiskt aluminium, på nivåer som är tämligen ofarliga för gälandande organismer som fisk (Lydersen et al. 2002). Övriga metaller uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet återspeglas tydligt i kemin medan de höga halterna organiskt material påverkar vattenkvaliteten i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark. Gammtratten är det minst sura området med ett medel-pH runt 5,5 och frekvent förekommande vätekarbonat-alkalinitet i bäckvattnet.

Temperaturen var i medeltal 1,5°C kallare än normalt vid de båda södra områdena medan det motsatta (+0,8°C) gällde i norr. Nederbörden var normal i samtliga områden. Avrinningen var något lägre än normalt vid Gårdsjön och Aneboda, medan högre än normal avrinning registrerades vid Kindla och Gammtratten. Jonflödet i Gårdsjön styrs i hög grad av nedfallet av havssalter, medan jonflödet i Aneboda och Kindla påverkas till ungefär lika delar av havssalt-tillförsel, svaveldeposition och interna biologiska processer. I Gammtratten styrs jonflödena i huvudsak av interna biologiska processer.

Kväve uppvisar en syd-nordlig gradient med högst nivåer i Gårdsjön både med avseende på lufthalter (NO<sub>2</sub>) och N-deposition på öppet fält och i krondropp. I samtliga dessa medier har förändringarna varit tämligen små över tiden sedan 1996. Huvuddelen av det kväve som deponeras har tagits upp i trädskronorna i samtliga områden förutom Gårdsjön, där hög trädålder gett låg tillväxt och kväveupptag. Motsvarande geografiska gradienter finns även för svavel, men skillnaderna mellan områdena är mindre. Svaveldepositionen har minskat sedan 1996, vilket överrensstämmer med den generella trenden. SO<sub>2</sub>-halterna har varit tämligen oförändrade.

Statistiska analyser av hur olika ämnen samvarierar i grundvattnet visar att nederbördens kemiska sammansättning, det organiska materialets rörlighet i marken och redoxförhållandena påverkar grundvattnets kemi påtagligt. Primärt förefaller pH att styras av vittring och katjonbyte samt i Kindlas utströmningsområde även av TOC. Sulfathalterna påverkar inte grundvattnets pH och aluminiumhalter vare sig i Aneboda eller Kindla. I Aneboda ökar aluminiumhalterna med ökande TOC-halt och då vattnet är jonsvagt. Något motsvarande samband erhöles ej för Kindla. Nitrat-halterna påverkas av redoxförhållandena och det biologiska upptaget.

Preliminära modellberäkningar visar att varken depositionen, markvattenflödena eller avrinningen överskrider den kritiska belastningen för Cd i IM-områdena. Däremot överskred Pb- och Hg-depositionen den kritiska belastningen särskilt i de sydsvenska områdena. Transporter i markvatten och avrinnande vatten var däremot väsentligt lägre än den kritiska belastningen. Dagens deposition innebär följaktligen att IM-områdena fortfarande lagrar upp Pb och Hg i marken, vilket innebär att de ännu inte uppnått steady state. I svensk skogsmark överskrids inte den kritiska belastningen för Cd medan den för Pb och Hg överskrids i 49% respektive 98 %, enligt de preliminära skattningarna. Den slutgiltiga karteringen av critical loads för metaller pågår för närvarande.

Halter och transporter av kväve och fosfor i IM-områdena har jämförts med tre brukade skogsområden, som följts under lång tid. De mest drastiska effekterna uppstår en kort tid (3-5 år) efter skoglig åtgärd varefter det sker en successiv återgång till skogliga förhållanden. De långsiktiga studierna av brukad skog antyder att koncentrationer och utlakning kan ligga på något förhöjda nivåer under lång tid. Såväl fosfor som kväve noteras ligga 10-50% över naturskogens bakgrundsvärden.

Det föreligger inte några tydliga samband mellan arginin i granbarr och tillgängligt kväve i kron dropp och markvatten i IM-områdena. Argininhalten ligger i stort sett på en jämn, relativt kontant nivå, med några få undantag. Det finns inget mönster i vilka prover som avviker, utan det tolkas tills vidare som naturlig variation. Argininhalten kan uppenbarligen skjuta i höjden ett år för att vara tillbaka på låga nivåer året efter. Trots att argininhalten för det mesta ligger på en jämn och låg nivå, finns tendenser till ökande halter med åren. Detta var fallet även för totalhalten av kväve i granbarr i två av områdena. Detta kan tolkas som tecken på ett ökat kväveupptag, vilket inte kan förväntas utgående från kvävedepositionen som varit tämligen konstant. De högsta halterna återfinns i Gårdsjön och de lägsta i Gammtratten. Detta är helt och hållet vad som kan förväntas mot bakgrund av skillnader i deposition mellan områdena. Aneboda och Kindla uppvisar en viss variation. Detta tyder på skillnader i kvävet utnyttjande och kretslopp i de båda områdena.

Bytet av laboratorium för aluminiumanalyserna 2003/04 innebar en metodskillnad vad avser bestämningarna av  $Al_T$  och  $Al_o$ . Till och med 2003 utfördes slutbestämningen med AAS medan ICP använts därefter. Statistiska analyser (t-test) visar att  $Al_T$ -halterna, men inte  $Al_o$ -halterna, var högre före metodbytet. Detta indikerar att något led i laboratoriernas arbetsmetoder från provhantering, jonbyte och analys orsakar de systematiska (ca 100  $\mu g Al_T/l$  respektive 50  $\mu g Al_o/l$ ) och slumpmässiga felen (45-148  $\mu g Al_T/l$ , 1-86  $\mu g Al_o/l$  och 18-88  $\mu g Al/l$ , 95% konfidensintervall). Al-fraktioneringen inom IM används främst för att följa hur aluminium frigörs i marken och transporteras via grundvattnet ut i bäcken samt för att studera trender. Haltskillnaderna mellan de olika medierna samt variationen inom- och mellan år är påtagliga och betydligt större än de redovisade analysosäkerheterna. Bytet av laboratorium 2003 har därför begränsad betydelse för tolkbarheten av de insamlade Al-resultaten.

## Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) conducts Integrated Monitoring (IM) of the environmental status in forest ecosystems within the "Forest" part of Sweden's national environmental monitoring program. The monitoring is related to the UN-convention "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). The Swedish Environmental Research Institute (IVL), the Swedish Geological Survey (SGU) and the Department of Environmental Assessment at the Swedish University of Agricultural Sciences (IMA, SLU) perform the investigations on behalf of the SEPA.

The monitoring program includes ecosystem studies at drainage basin level with determinations of hydrological and chemical budgets as well as effects on biota, primarily the vegetation and studies of soil processes. The aims are to collect relevant background data from reference areas that can be used to separate anthropogenic disturbance of the ecosystem by air pollution from natural variation. Model simulations for prognoses of future environmental status are an important part of the program. The IM sites are located in protected areas where there has been little forestry activity for many decades. Atmospheric deposition of pollutants and anthropo-genically induced climate change are the only human disturbances within the IM sites.

This report documents the investigations performed in 2003 on the four IM-sites Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten. The results are briefly described in the text, along with some highlights from the year's results. The entire set of results is included in appendixes at the end of the report.

The IM sites are base poor with permanently acidic conditions and high aluminium concentrations in soil water, groundwater and streams. Only Gammtratten exhibited inorganic aluminium concentrations at levels below those reported to be harmful to gill breathing organisms such as fish (Lydersen et al. 2002). The other metals exhibited stream water concentrations below biologically harmful levels. All sites had low concentrations of inorganic nutrients. The coastal near location was reflected in the water chemistry at Gårdsjön, while the high concentrations of organic matter influenced the water quality at Aneboda. The water chemistry at Kindla seems to mirror shallow groundwater flow paths, which is typical for Swedish forests. Gammtratten is the least acid area with an average pH of 5.5 and frequently occurring hydrogen carbonate in the stream water.

At the two most southern sites, the annual mean temperature was 1.5°C below normal, while the opposite (+0.8°C) was the case for the two northern sites. At all sites, the amount of precipitation was normal. Runoff was somewhat lower than normal at Gårdsjön and Aneboda, while somewhat higher than normal at Kindla and Gammtratten. At Gårdsjön, the ion fluxes were dominated by Na and Cl from the precipitation of sea spray, while the ion fluxes at Aneboda and Kindla were equally influenced by sea salt, sulphur deposition and internal biological processes. At Gamm-tratten, internal biological processes determined the ion fluxes.

Nitrogen exhibited a south-north gradient with the highest levels at Gårdsjön with respect to both air concentrations and N-deposition on open field and in throughfall. In all these media, the changes have been small with time since 1996. Except for Gårdsjön, where high tree age results in a low N-uptake, the N-deposition was assimilated by the trees. Sulphur showed a similar geo-graphical gradient, but the differences between sites were lower. The S-deposition has decreased since 1996, which is in agreement with the general trends in Sweden. The air concentrations of SO<sub>2</sub> have remained more or less constant.



Statistical analysis of the covariance between chemical substances in groundwater shows that the chemical composition of precipitation, the mobility of organic substances and the redox conditions tangibly affect the groundwater chemistry. Primarily, pH seems to be affected by weathering and cation exchange and in the discharge areas at Kindla by TOC. The sulphate concentrations in groundwater have no effect on the Al-concentrations or pH in Aneboda and Kindla. At Aneboda, the Al-concentrations increase with TOC and low ionic strength. Those relations were not found at Kindla. The nitrate concentrations seem to be determined by redox conditions and biological uptake.

At the IM sites, preliminary model estimates indicate that the critical load (CL) for Cd was not exceeded in deposition, soil water percolation or runoff. However, Pb and Hg deposition exceeded CL especially at the two southern sites. In soil water and runoff, the Pb and Hg fluxes were tangibly lower than CL. The high deposition at the IM sites shows a continuing accumulation of Pb and Hg in the soils, indicating non-steady state conditions. For Swedish forest soils preliminary estimates indicate exceedance of CL for Pb and Hg at 49% and 98%, respectively, while no exceedance is found for Cd. At present, the final mapping of CL is performed.

The concentrations and fluxes of nitrogen and phosphorus at the IM sites have been compared with three streams affected by forestry and assessed for many years. The most dramatic effects of harvesting occur within a short period of time (3-5 years) whereafter the water quality successively returns to non-perturbed conditions. The long-term investigations of the streams influenced by forestry indicate that concentrations and fluxes might persist during decades. Compared to the reference conditions at the IM sites, the nitrogen and phosphorus levels might be 10-50% higher.

At the IM sites, there is no obvious relation between arginin in spruce needles and available nitrogen in throughfall and soil water. With some few exceptions, the arginine concentration occurs at an even and constant level. There is no simple pattern explaining the deviating samples, indicating natural variation as responsible for the observations. Obviously, the arginin concentrations can increase tangibly a single year and return back to low concentrations the next year. At two sites, this was evident also for the total nitrogen concentrations in the spruce needles. This could be interpreted as increased nitrogen assimilation, but is not to be expected from the N-deposition, which has been fairly constant. The highest levels were found at Gårdsjön and the lowest at Gammtratten. This is in agreement with the expectations from the deposition gradient. Aneboda and Kindla exhibit some variation, indicating differences in the nitrogen turnover and utilization at the two sites.

At the end of 2003, there was a shift in laboratories performing the Al analysis. Up to December 2003, the analyses were performed with AAS and after that date with ICP. Statistical analyses (t-test) show that the  $Al_T$ , but not the  $Al_o$  concentrations, were higher before the method shift. This indicates that something along the laboratory chain (sample treatment, ion exchange or analysis) caused the systematic (ca 100  $\mu g Al_T/l$  and 50  $\mu g Al_i/l$ , respectively) and random errors (45-148  $\mu g Al_T/l$ , 1-86  $\mu g Al_o/l$  and 18-88  $\mu g Al_i/l$ , 95% confidence interval). At the IM sites, the Al fractionation results are mainly used for assessments of how Al is transferred from the soil, via groundwater and into the stream as well as for trend studies. The concentration differences between the different media and the large seasonal and between years variation are large and tangibly larger than the analytical uncertainty caused by the method shift. Hence, the laboratory shift in 2003 does not compromise future Al-assessments.

## 1. Övervakningens bakgrund och syfte

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet (IM) i fyra skogs-ekosystem inom programområdet ”Skog”. Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar ”Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979” (UN/ECE). Konventionsarbetet är organiserat i ett antal arbetsgrupper, varav den effektrelaterade omfattar sex övervakningsprogram (ICP) och Task Force on Health. IM utgör en av dessa och tjugotvå av Europas länder deltar. Sverige är ordförandeland medan Finland samordnar datainsamlingen och den årliga internationella rapporteringen (ICP IM Annual Report). Övervakningen omfattar ett antal obligatoriska delprogram, som alla länder genomför. Sverige har dessutom valt att utföra några frivilliga delprogram, bl.a. studier av metaller, skogsskador, algbeläggning på barr och förnedbrytning.

Övervakningen är inriktad mot att studera miljöeffekter och att undersöka konsekvenserna för hela ekosystemet av depositionen av kväve, svavel och tungmetaller. Det övergripande syftet med övervakningen i Sverige är att:

- i små, väldefinierade avrinningsområden samordna mätningar och utvärderingar så att samhällets behov av detaljerad kunskap och prognoser långsiktigt kan tillgodoses m. a. p. försurning, eutrofiering och metallpåverkan i typiska, svenska skogsekosystem,
- tillhandahålla kunskap som nationellt och internationellt kan användas som underlag för att optimera miljöförbättrande åtgärder,
- tillhandahålla kunskap som kan användas för att underlätta tolkningen av resultat från andra miljöövervakningsprogram eller forskningsprojekt,
- generera underlag till utveckling av modeller för att beräkna t. ex. kritiska belastningsnivåer (Critical Loads/Levels) och framtida miljötillstånd,
- sprida kunskap till allmänheten om vilka processer som påverkar miljötillståndet i skogen.

Miljöövervakningen utförs på avrinningsområdesnivå med bestämmningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Mätningarna används för att särskilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Prognostisering av utvecklingen med hjälp av matematiska modeller är ett viktigt inslag. Områdena ligger i skyddade naturmiljöer med lång kontinuitet, utan skogsbruksåtgärder. Deposition av luftföroreningar och potentiell klimatpåverkan är de enda mänskliga störningarna i områdena.

För att kunna uppfylla målsättningarna med programmet måste övervakningen vara långsiktig. IM-övervakningen skiljer sig från övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön. IM-programmet bör på sikt också kunna inrymma övervakning av klimatförändringar, ozon samt persistenta organiska föreningar (POP) och deras effekter på biotan.

## 2. Val av områden och undersökningsmetodik

Målsättningen att på ekosystemnivå följa vattenomsättning och biogeokemiska processer för att försöka förklara observerade effekter på biota kräver kvantitativa bestämmningar av inflöde, förråd och utflöde. För en utförlig redovisning av den metodik som används hänvisas till IM-manualen ([http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp\\_im/manual/index.htm](http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm), EDC 1993, SYKE 1998).

De bestämmningar som görs i avrinningsområdet omfattar klimatiska och fysikaliska förhållanden (t.ex. berggrund, jordlager och vatten), kemiska förhållanden i mark, vatten och vegetation samt biologiska förhållanden (t.ex. flora och beståndsdata). De processer som studeras är deposition, vittring, omsättning och utbyte i marken av vatten och kemiska ämnen,

avdunstning och gasutbyte, upptag i levande biomassa och utflöden i avrinnande vatten från området. De övergripande samband som nyttjas är vattenbalans och hydrokemiska budgetar;

$$P = E + R + \Delta S$$

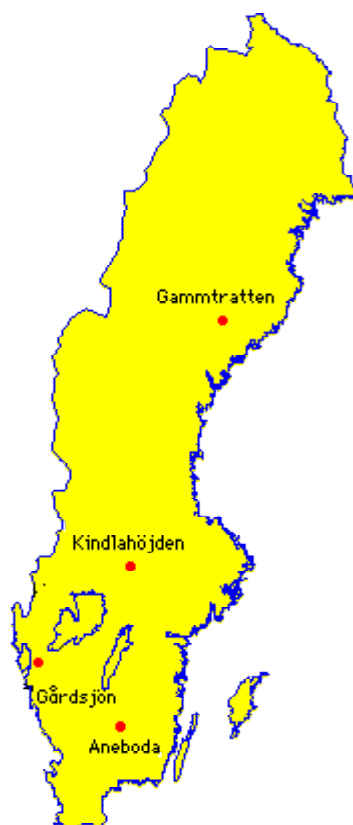
där  
P = nederbörd,  
E = avdunstning,  
R = avrinning och  
 $\Delta S$  = ändring i vattenmagasin;

$$DEP + WEATH = UPTAKE + LEACH + \Delta POOL$$

där  
DEP = deposition av ämnen,  
WEATH = vittring,  
UPTAKE = vegetationupptag,  
LEACH = utlakning och  
 $\Delta POOL$  = ändring i förråd

Övervakningen av ekosystemets olika delar görs inom väldefinierade små avrinningsområden. Området bör vara så homogent som möjligt vad avser geologi och vegetation. Det bör vara i storleksordningen 10-100 ha och inneslutas av en likartad omgivning för att eliminera randeffekter. Området bör vara typiskt för regionen. Det bör ha lång kontinuitet utan skogliga åtgärder och vara fritt från störande aktiviteter, något som bäst tillgodoses i naturskyddade reservat. Området skall avvattnas av en bäck, vara fritt från sjöar och ha liten andel myrmark. Avstånd till förorenande aktiviteter och utsläpp bör vara > 50 km. Det bör också ligga så långt från havet att direkt inverkan därifrån är starkt reducerad.

I Sverige genomfördes en omfattande förändring av miljöövervakningen 1995, vilket innebar att fyra IM-områden utsågs. Dessa har successivt byggts upp. Aneboda (SE-14) etablerades 1996, Kindla (SE-15) etablerades 1997 medan Gammtratten (SE-16) etablerades under 1999. Området vid Gårdsjön (SE-04) har däremot lång kontinuitet med mätningar sedan 1970. Områdena är likartade och domineras av barrskog främst gran (Tabell 1), men lokaliserade till regioner med olika klimat och depositionsförhållanden (Figur 1). Föreliggande rapport behandlar resultaten från 2003.



**Figur 1.** Svenska IM-områden.  
*IM sites in Sweden.*

**Tabell 1.** Arealer och andelar i IM-områdena (samhällen enl. Nordiska Ministerrådet 1994).  
*Areas at the IM sites (communities according to Nordic Council of Ministers 1994).*

	Aneboda		Gårdsjön		Kindla		Gammtratten	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Granskog av blåbärsristyp ( <i>Vaccinium myrtillus-spruce</i> )	14,5	76,3	2,0	56,2	13,1	64,2	7,4	18,7
Sumpgranskog ( <i>wet spruce</i> )	2,7	14,2	0,4	11,0	4,6	22,6	3,8	9,6
Barrblandskog av blåbärsristyp ( <i>Vacc. myrt.-mixed conifers</i> )	1,1	5,8	0,3	8,1	1,0	4,6	25,3	63,9
Öppet kärr ( <i>open mire</i> )	0	0	0	0	0,2	1,3	1,7	4,3
Planterad tallungskog ( <i>young pine plantation</i> )	0	0	0,5	15,4	0	0	0	0
Öppen fastmark (kalhygge, annan) ( <i>open well-drained ground</i> )	0	0	0,2	4,5	0,4	2,0	0,7	1,8
Övrigt (mindre samhällen) ( <i>others</i> )	0,6	3,7	0,2	4,8	1,1	5,3	0,7	1,8
Avrinningsområdet totalt ( <i>catchment total</i> )	18,9	100	3,6	100	20,4	100	39,6	100

### Gårdsjön - SE-04

IM-området i Gårdsjön är ett litet avrinningsområde (F1) om knappt 0,04 km<sup>2</sup>, dominerat av tunna (0-0,7 m) moräntäcken med hög frekvens sten och block. Området är ett av flera som undersöks med inriktning på terrester och hydrologisk forskning. Undersökningarna har pågått sedan 1970. Gårdsjön har ingått som IM-område sedan 1991. Området har varit skogsklätt under hundratals år men avverkades i början av 1900-talet. Gallring utfördes 1968. Cirka 0,5 hektar i sydöstra delen av avrinningsområdet avverkades 1980 och återplanterades därefter med tall. Ett mindre område i söder (0,2 ha) ingår i en större kalyta som togs upp under 1990-talet. Boskap har betat i området fram till 1950-talet.

Läge:	Västkusten, Bohuslän, Västra Götalands län
Lat./Long:	N 58° 03' ; E 12° 01'
Rikets nät:	644295; 127668
Kartblad:	Göteborg 7B NO
Area:	3.6 ha
Altitud:	114-140 m ö.h.
Berggrund:	Yngre gnejsiga granodioriter
Årsmedeltemperatur:	+ 6.7 °C (3)
Nederbörd:	1000 mm
Avdunstning:	480 mm
Avrinning:	520 mm

### Aneboda - SE-14

IM-området i Aneboda är ett 0,2 km<sup>2</sup> stort avrinningsområde mitt på Sydsvenska höglandet. Boskap har under flera århundraden nyttjat området, som sannolikt kalavverkades i mitten av 1800-talet med spontan skogsåterväxt därefter. Under tiden 1940-1955 gjordes tidvis gallringar. Undersökningar avseende mark, vegetation och vatten har pågått sedan 1982. Aneboda etablerades som IM-område 1995. Området utgörs av småbruten, ställvis mycket stor- och rikblockig morän med relativt stort inslag av fuktiga och blöta marktyper. Skogen domineras av gran med inblandning av främst tall, bok och björk. Det bör påpekas att boken föryngrar sig väl.

Läge:	Sydsvenska höglandet, Småland, Kronobergs län
Lat./Long:	N 57° 05' ; E 14° 32'
Rikets nät:	633255; 142407
Kartblad:	Växjö 5E NV
Area:	18,9 ha
Altitud:	210-240 m ö.h.
Berggrund:	Granit
Årsmedeltemperatur:	+ 5.8 °C (3)
Nederbörd:	750 mm (4)
Avdunstning:	470 mm
Avrinning:	280 mm

## Kindla - SE-15

IM-området i Kindla är ett 0,2 km<sup>2</sup> avrinningsområde i centrala Bergslagen. Regionen karakteriseras av småkullig terräng och större höjder. Barrskog med inslag av sumpskog dominerar. En öppen myr finns. Området är kuperat med branta sluttningar med höjdskillnader på uppåt 100 m inom ett avstånd av endast 200 m. Skogen domineras av ca 100 årig, ogallrad gran. Många kolbottnar i området visar att skogen under tidigare sekler nyttjats till träkolframställning och alltså varit kalavverkat i omgångar. Kindla etablerades som IM-område 1996.

Läge:	Bergslagen, Västmanland, Örebro län
Lat./Long:	N 59° 45' ; E 14° 54'
Rikets nät:	662650; 144950
Kartblad:	Filipstad 11E NV
Area:	20,4 ha
Altitud:	312-415 m ö.h.
Berggrund:	Filipstadsgraniter
Årsmedeltemperatur:	+ 4.2 °C
Nederbörd:	900 mm
Avdunstning:	450 mm
Avrinning:	450 mm

## Gammtratten – SE 16

IM-området i Gammtratten är ett 0,4 km<sup>2</sup> stort avrinningsområde 10 mil från N Kvarnenkusten i höjd med Umeå. Det ligger inom den mellanboreala zonen och landskapet karakteriseras som Norrlands vågiga bergkullterräng. Området är en mot sydost sluttande dalsänka mellan bergen Gammtratten (578 m) i öster och Siberget (530 m) i väster. I sluttningarnas nedre del och i botten av sänkan finns flera mindre, mestadels trädbevuxna myrar. Nedre delen av sänkan domineras helt av gran, medan tallen är riklig i sluttningarnas övre delar. Glasbjörk förekommer nästan överallt, asp och sälg här och var. Skogen är delvis påverkad av skogsbruksåtgärder. Omkring 1900 fälldes ett antal större tallar, s.k. dimensionsavverkning, i de centrala delarna, särskilt sydväst om bäcken. Omkring 1990 låggallrades 6 hektar i avrinningsområdets nedre, sydvästra del, varav knappt 1 ha slutavverkades och planterades med gran. Låggallring innebär att mindre träd avverkas. På grund av brand finns tämligen rikligt med äldre tallar – den äldsta borrade från mitten av 1500-talet – medan granarna som regel är 100-150 år. Det finns rikligt med spår efter bränder från 1890-talet och bakåt i tiden.

Läge:	Norra Ångermanland, Västernorrlands län
Lat./Long:	63°51'N, 18°06'E
Rikets nät:	X 70 85 71, Y 16 14 10
Kartblad:	20 I NV Björna
Area:	39,6 ha
Altitud:	högsta 545 m, lägsta 410 m
Berggrund:	Rätangranit eller liknande
Årsmedeltemperatur:	+1,2°C
Nederbörd:	750 mm
Avdunstning:	370 mm
Avrinning:	380 mm

### **3. Väderförhållanden 2003**

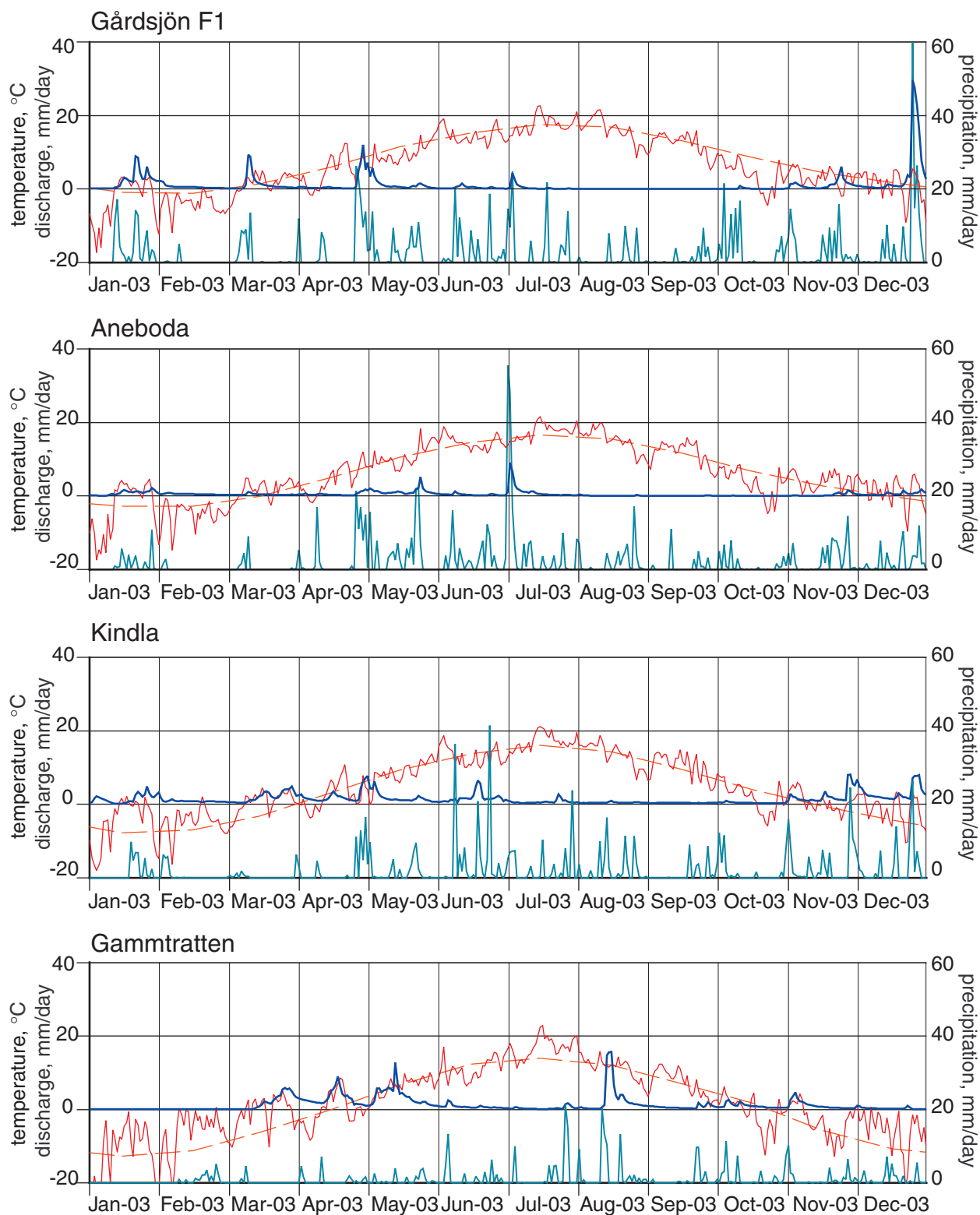
Under 2003 uppvisade IM-områdena en syd-nord gradient med avseende på temperaturavvikelsen från långtidsmedelvärdet. Gårdsjön och Aneboda var i medeltal 1.5°C kallare än normalt medan Kindla och Gammtratten uppvisade ett temperaturöverskott på 0.8 °C respektive 1.4 °C. Oktober var en kall månad och uppvisade 2-5°C lägre temperatur än normalt. Vid de två sydliga områdena var vintern kallare än normalt medan det var varmare än normalt i de båda norra. För Gårdsjön var juli-augusti varmare än normalt medan Kindla och Gammtratten uppvisade kallare vår och försommar. (Figur 2).

Nederbördsförhållandena var tämligen normala vid alla stationer även om Aneboda och Kindla hade ett mindre överskott på 5-7% . Fördelningen under året uppvisade en relativt torr höst medan överskott noterades för april-juni och särskilt december (+89%) för Gårdsjön, medan det i Aneboda föll 88% (223 mm) mer än normalt under april-juni. Istället hade januari till mars lägre (61%) nederbörd. Vid både Kindla och Gammtratten var nederbörden låg under hösten medan överskott med 16% noterades vid Kindla och vid Gammtratten var sommaren något nederbördsrikare än normal med extra 37 mm (Figur 3).

### **4. Vattenbalans 2003**

Vattenbalansen för IM-områdena visar en årsavrinning om 26-70% av årsnederbörden. Av detta följer en avdunstning, som uppgår till 30-74% om eventuell skillnad i magasinering negligeras. De högre avdunstningsvärdena finns för Aneboda och Gårdsjön vilket är rimligt mot bakgrund av geografiskt läge och rådande nederbördsförhållanden. Överensstämmelsen mellan områdena är i stort sett bra och en relativt låg kronavdunstningen i Gammtratten förklaras delvis av ett glesare trädbestånd. Året uppvisar relativt låg avrinning från Gårdsjön och Aneboda medan Kindla och Gammtratten hade hög årsavrinning.

Av avrinningens fördelning under året märks att alla tre områdena i söder hade låga värden under sommar och höst. Vid Gammtratten var avrinningen relativt hög i augusti men i övrigt var bilden likartad. Gammtratten uppvisade också den tämligen vanliga årsregimen för mellersta och norra Sverige med liten avrinning under vintern och en rejäl vårfloed i april-maj. Högre avrinnings-värden än normalt märktes för januari och november-december i Kindla, i maj och juni vid Aneboda och för Gårdsjön var avrinningen tämligen hög under januari och december (Figur. 3). Året 2003 präglas av låg avrinning i söder och relativt hög för de två norra områdena (Tabell 3).



**Figur 2.** Dygnsvärden (mm/dag) på nederbörd (turkos linje), avrinning (blå linje) och temperatur (röd linje) under 2003. Streckad röd linje är medeltemperaturen (1961-1990) från referensstationerna Alvhem (Gårdsjön), Växjö, (Aneboda), Knön, (Kindla) och Fredrika, (Gammtratten).  
*Daily values (mm/day) on precipitation (turquoise line), discharge (blue line) and temperature (red line) during 2003. Broken red line shows long-term average (1961-1990) from the reference stations Alvhem (Gårdsjön), Växjö, (Aneboda), Knön, (Kindla) and Fredrika, (Gammtratten).*



**Tabell 2.** Sammanfattning av 2003 års vattenbalanser i IM-områdena.  
Kronavdunstning = Nederbörd – krondropp.  
*Summary of the 2002 water balances at the IM sites.*

	Gårdsjön SE04		Aneboda SE14		Kindla SE15		Gammtratten SE16	
	mm	% av nbd	mm	% av nbd	mm	% av nbd	mm	% av nbd
Nederbörd, öppet fält	961	100	714	100	835	100	610	100
Krondropp	679	71	474	66	530	64	507	83
Kronavdunstning	281	29	241	34	304	36	103	17
Avrinning	395	41	186	26	552	66	427	70
Nederbörd - avrinning	566	59	528	74	283	34	183	30

**Tabell 3.** Modellberäknade vattenbalanser (mm) för IM-områdena 1997-2003.  
Vattenbalansen är osäker för Gammtratten, vilket bl.a. framgår av den extremt höga avrinningen år 2000 (Löfgren 2002).  
*Modelled water balances (mm) for the IM sites 1997-2003.*

Station	År	Nederbörd <sup>1)</sup>	Avdunstning <sup>2)</sup>	Avrinning <sup>3)</sup>	Markvatten <sup>4)</sup>	Snö <sup>5)</sup>
Gårdsjön	1997	1015	513	483	16	-2
Gårdsjön	1998	1222	526	704	1	-3
Gårdsjön	1999	1385	548	833	4	2
Gårdsjön	2000	1319	570	765	-12	-1
Gårdsjön	2001	954	548	408	-2	0
Gårdsjön	2002	1191	530	619	-1	32
Gårdsjön	2003	986	486	514	-37	27
	Medel	1153	532	618		
Aneboda	1997	675	408	261	20	-22
Aneboda	1998	873	460	401	11	3
Aneboda	1999	821	461	347	-2	16
Aneboda	2000	927	533	383	18	-5
Aneboda	2001	748	471	322	-62	13
Aneboda	2002	859	461	421	6	-30
Aneboda	2003	834	507	308	20	0
	Medel	820	472	349		
Kindla	1997	850	409	350	2	88
Kindla	1998	857	414	508	27	-87
Kindla	1999	951	463	430	-10	70
Kindla	2000	1219	501	767	-9	-46
Kindla	2001	788	412	407	-3	-34
Kindla	2002	840	409	392	-1	39
Kindla	2003	827	453	400	35	-58
	Medel	905	437	465		
Gammtratten	1997	706	402	392	-4	-84
Gammtratten	1998	994	453	586	14	-67
Gammtratten	1999	979	456	520	-9	13
Gammtratten	2000	1397	515	906	18	-46
Gammtratten	2001	1135	454	593	-22	109
Gammtratten	2002	720	413	367	1	-61
Gammtratten	2003	990	474	518	4	-7
	Medel	989	452	555		

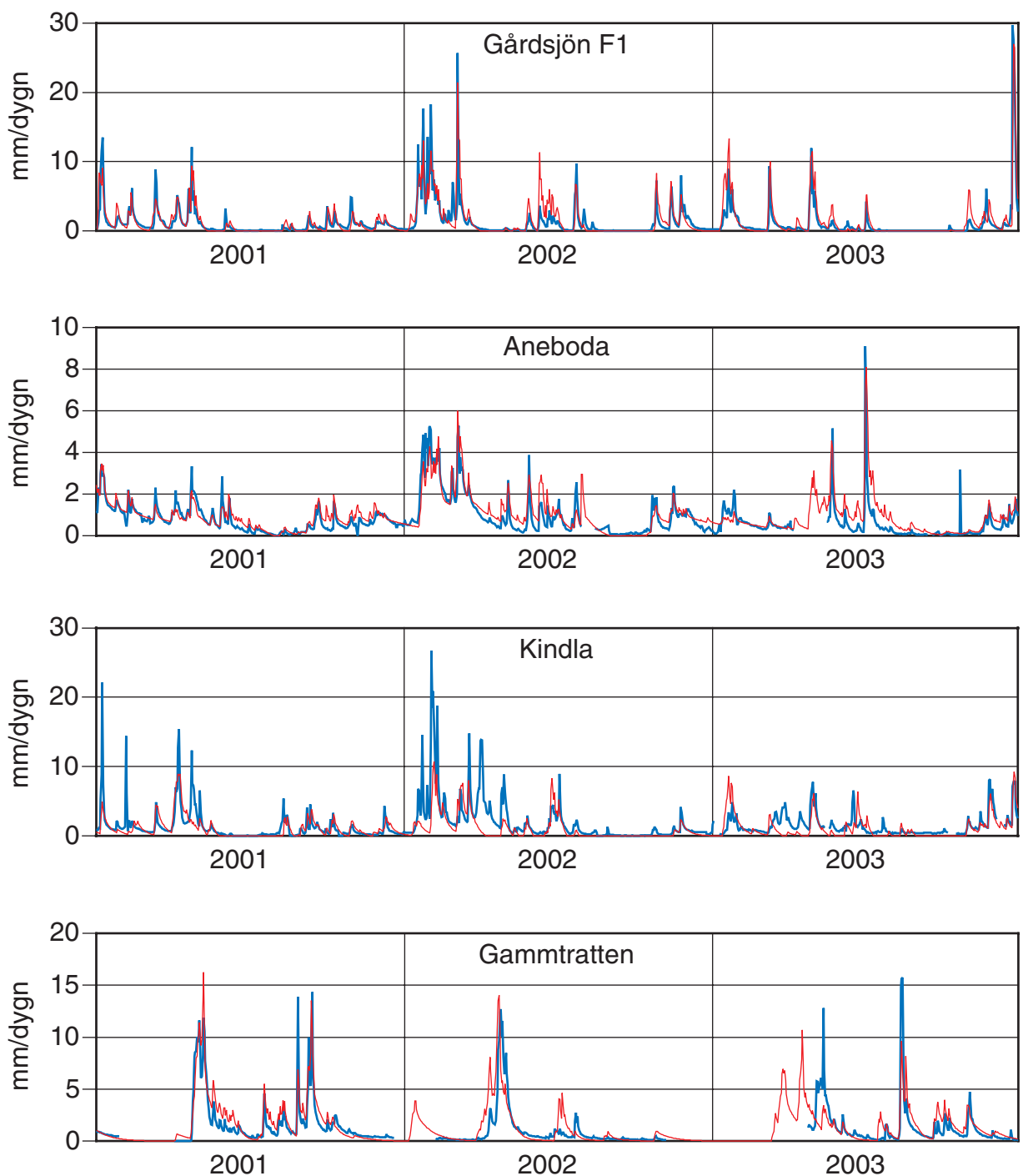
<sup>1)</sup> Korrigerad dygnsnederbörd i Gårdsjön, IVL i Aneboda, Nyberget respektive Fredrika

<sup>2)</sup> Avdunstning enligt modellen

<sup>3)</sup> Avrinning enligt modellen

<sup>4)</sup> Markvattenhalt vid slutet av året minus markvattenhalt vid början av respektive år

<sup>5)</sup> Snöns vattenekvivalent vid slutet av året minus vattenekvivalenten vid början av respektive år



**Figur 3.** Modellerad (röd linje) och observerad (blå linje) avrinning från IM-områdena 2001-2003.  
*Modelled (red line) and observed (blue line) discharge at the IM sites in 2001-2003.*

## 5. Modellerad vattenbalans 1997-2003

För att få en uppfattning av osäkerheten i beräkningarna har vattenbalansen även modellerats på dygnsbasis med hjälp av en simuleringsmodell (Q-modellen, Kvarnäs 2000). I Figur 3 visas några resultat från kalibreringsarbetet med Q-modellen. I modellen beräknas avdunstningen som potentiell evapotranspiration reducerad med avseende på modellerad markvattenhalt. Dygnsdata på nederbörd och temperatur driver modellen. Osäkerheten i nederbördsdata är vid modell-beräkningarna helt avgörande för avdunstningen eftersom

modellen kalibreras mot avrinningen och avdunstningen blir något av en "restterm". Simulerade årsvisa vattenbalanser under perioden 1997-2003 redovisas i Tabell 3. Simuleringarna har med undantag för Gammtratten gett god överensstämmelse mellan beräknad och observerad avrinning sett på årsbasis (Tabell 2&3). Orsaken till detta är bl.a. att Q-modellen drivs med vädret vid SMHI-stationen Fredrika, som avviker betänkligt från de som uppmäts i IM-området (jfr. t.ex. nederbörd i Tabell 3&4). Vid 2004 års IM-rapportering kommer orsaken till dessa avvikelser att studeras mer i detalj.

## 6. Kemiska förhållanden 2003

Följande kortfattade karaktärisering av det kemiska tillståndet i IM-områdena under 2003 baseras på de medelhalter som finns redovisade i tabellbilagan till denna rapport. För närmare beskrivning av antalet observationer, statistisk spridning etc. hänvisas till dessa tabeller.

Depositionen på öppen mark hade låg jonstyrka i samtliga fyra IM-områden, motsvarande en konduktivitet på 1,2-3,1 mS m<sup>-1</sup>. Gårdsjöns närhet till havet och en betydande torrdeposition av havssalter framträder dock tydligt i krondroppets konduktivitet på ca 8,5 mS m<sup>-1</sup>, att jämföra med 4,5 och 4,0 mS m<sup>-1</sup> i Aneboda respektive Kindla. I Gammtratten var konduktiviteten endast 1,4 mS m<sup>-1</sup> i krondroppet, vilket var obetydligt högre än på öppet fält, indikerande marginell påverkan av havssalt. Markvatten, grundvatten och bäckvatten hade ungefär samma eller något högre jonstyrka än krondroppet i både Kindla och Gammtratten, vilket indikerar snabba transportvägar i marken och kort tid för modifiering av nederbördsvattnet. Även i Gårdsjön är sannolikt transportvägarna snabba indikerat av den höga jonstyrkan i alla medier. I Aneboda var ledningsförmågan drygt dubbelt så hög i dessa medier jämfört med krondroppet, vilket indikerar större påverkan från markkemiska processer.

Kiselhalterna i mark- och grundvatten i Kindla och Gammtratten låg i normalt intervallet 2-4 mg L<sup>-1</sup>. I Aneboda observerades något högre Si-halter (ca 1 mg Si L<sup>-1</sup>), vilket indikerar längre omsättningstider och större påverkan av markprocesser. Kiselhalterna i bäckvattnet var ca 3 mg Si L<sup>-1</sup> i samtliga områden.

Depositionen på öppen mark uppvisade små skillnader i pH mellan områdena. Samtliga områden uppvisade ett pH≈4,8±0,2. I krondropp var pH någon tiondels enheter högre än på öppet fält förutom i Gårdsjön där pH var lika i de båda medierna och i Aneboda där krondroppet hade 0,5 enheter högre pH. I mark- och grundvattnet i inströmningsområdena i Gårdsjön, Aneboda och Kindla var pH på samma nivå eller något lägre än i krondroppet. I Gammtratten var det något högre pH i marken. I utströmningsområdena var pH något högre (pH≈5,4) än i krondroppet i Aneboda och Gammtratten, men surare (pH<4,7) i Gårdsjön och Kindla. Mark- och grundvattnets buffertkapacitet, ANC, var i huvudsak låga eller negativa (<0,013 mEq L<sup>-1</sup>) i avrinnings-områdets övre delar, förutom i Gammtratten där negativt ANC inte förekom i marken. I grundvattnet i utströmningsområdena var buffertkapaciteten tämligen hög (ANC>0,033 mEq L<sup>-1</sup>) med förekomst av vätekarbonatalkalinitet på 0,21 mEq L<sup>-1</sup> i Aneboda och 0,04 mEq L<sup>-1</sup> i Gamm-tratten. Det senare indikerar tillförsel av äldre grundvatten alternativt högre vittringsintensitet i dessa områden, men inte i Kindla där både pH och ANC var låga överallt i marken. Grundvattnet i utströmningsområdet i Gårdsjön uppvisade positivt ANC (0,033 mEq L<sup>-1</sup>).

Även bäckvattnet var påtagligt surt (pH<4,7) i samtliga områden förutom Gammtratten, men avrinningen i, Gårdsjön, Aneboda och Gammtratten uppvisade ett positivt ANC i motsats till Kindla, vilka var surt med negativt ANC (-0,014 mEq L<sup>-1</sup>). Ytvattnet i Gammtratten var det mest välbuffrade med ett pH≈5,7 och ett ANC≈0,10 mEq L<sup>-1</sup>. Kindla hade följaktligen surast

jord och avrinning trots att Gårdsjön haft den största historiska belastningen av surt nedfall. Egenskaper i avrinningsområdet gör följaktligen Kindla surare än Gårdsjön.

Fördelningen mellan sulfat, klorid och nitrat var tämligen jämn i nederbörden på öppet fält i Gårdsjön och Aneboda, medan andelen klorid var betydligt lägre i Kindla och Gammtratten. Påverkan av havssalter i södra Sverige framträdde ännu tydligare i krondroppet där klorid var den dominerande anjonen både i Gårdsjön och Aneboda. Även i Kindla var klorid dominerande i inströmningsområdet medan sulfat dominerade de oorganiska anjonerna i Kindlas utströmnings-område och i Gammtratten. I samtliga områden förekom betydande inslag av organiska anjoner i krondroppet. Detta indikerar att stora mängder sulfat tillförs mark- och grundvatten från källor i marken i utströmningsområdet (jfr. Löfgren 1999, 2000). I Gårdsjön och Aneboda var klorid den klart dominerande anjonen i det vatten som passerat marken, men sulfathalterna tyder på att svavel tillfördes från marken. I Gammtratten var sulfathalten i utströmningsområdet och bäcken betydligt högre än i krondroppet, även det en indikation på att marken utgjorde en svavelkälla. Organiska anjoner dominerade anjonflödet i bäcken i Gammtratten, medan det inte översteg en fjärdedel i Gårdsjön, Aneboda och Kindla.

I depositionen på öppet fält dominerades baskatjonerna av natrium i samtliga områden. Natrium var för övrigt den mest framträdande baskatjonen i det vatten som passerat marken i samtliga områden, med likartade nivåer som klorid i Gårdsjön och Aneboda. Däremot var de betydligt högre än kloridhalterna i Kindla och Gammtratten, indikerande tillförsel från marken. Magnesium var den näst mest dominerande baskatjonen i Gårdsjön, medan kalcium och magnesium var på samma nivå i Aneboda och Kindla. Vätejoner utgjorde ett betydande inslag ( $\geq 0,01 \text{ mEq L}^{-1}$ ) i samtliga medier förutom i mark- och grundvattnet i utströmningsområdena i Aneboda och Gammtratten. Nivåerna låg normalt i intervallet  $0,01\text{--}0,05 \text{ mEq L}^{-1}$  varierande beroende på vattnets ursprung.

Halterna av totalaluminium var höga ( $0,7\text{--}1,7 \text{ mg L}^{-1}$ ) i markvattnet i samtliga områden förutom Gammtratten, som uppvisade halter  $\leq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$  förutom i E-horisonten ( $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ ). I grundvattnet var halterna något lägre eller på samma nivå. Halterna i bäckvattnet var lägst i Gammtratten ( $0,22 \text{ mg L}^{-1}$ ) med högst pH (5,7) och  $0,4\text{--}0,9 \text{ mg L}^{-1}$  i de andra områdena med lägre pH (4,3–4,6). Det oorganiska aluminiumet (Ali) utgjorde 49%, 24%, 53% och 9% av totalaluminiumet i Gårdsjön, Aneboda, Kindla respektive Gammtratten. Detta motsvarar ett haltintervall på  $0,02\text{--}0,42 \text{ mg Ali L}^{-1}$ .

Halten löst organiskt material (DOC) var betydligt högre i bäckvattnet i Aneboda ( $20 \text{ mg L}^{-1}$ ), än i Gårdsjön, Kindla och Gammtratten ( $11, 8$  respektive  $8 \text{ mg L}^{-1}$ ). Förutsättningarna för att komplexbinda metaller var följaktligen avsevärt bättre i Aneboda än i de övriga områdena. De höga DOC-halterna återspeglades givetvis även i halterna organiskt bundet kväve, med avsevärt högre halter i Aneboda ( $490 \mu\text{g Org-N L}^{-1}$ ) jämfört med de andra områdena ( $<270 \mu\text{g org-N L}^{-1}$ ). Det organiskt bundna kvävet dominerade totalkvävet i samtliga bäckar. De oorganiska kväve- och fosforfraktionerna förekom i tämligen låga halter ( $<67 \mu\text{g oorg-N L}^{-1}$ ,  $\leq 5 \mu\text{g PO}_4\text{-P L}^{-1}$ ) förutom vid Gårdsjön där Org-N var tämligen högt (ca  $190 \mu\text{g org-N L}^{-1}$ ).

Inget av områdena hade särskilt höga järn- eller manganhalter i bäckvattnet ( $<1,1 \text{ mg Fe L}^{-1}$ ,  $\leq 0,2 \text{ mg Mn L}^{-1}$ ). Däremot uppmättes tämligen höga järnhalter i mark- och grundvattnet i utströmningsområdet i Aneboda ( $1,5$  respektive  $7,6 \text{ mg L}^{-1}$ ). Halterna av koppar, bly, zink och kadmium i bäckvattnet var normalt betydligt lägre än de lägsta halterna där negativa biologiska effekter kan förväntas ( $\text{Cu} > 3 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $\text{Pb} > 1 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $\text{Zn} > 20 \mu\text{g L}^{-1}$  och  $\text{Cd} > 0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ , NV 1999). Även totalkvicksilver och metylkvicksilver analyserades i vissa medier i Gårdsjön. I bäcken var medel-halterna ca  $3 \text{ ng Hg L}^{-1}$  respektive  $0,3 \text{ ng MeHg L}^{-1}$ .

Avslutningsvis kan man sammanfatta områdena som jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Endast Gammtratten uppvisade låga

halter oorganiskt aluminium, på nivåer som är tämligen ofarliga för gälandande organismer som fisk (Lydersen et al. 2002). Övriga metaller uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet återspeglas tydligt i kemin medan de höga halterna organiskt material påverkar vattenkvaliteten i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark. Gammtratten är det minst sura området med ett medel-pH runt 5,6 och frekvent förekommande vätekarbonat-alkalinitet i bäckvattnet.

## **7. Deposition, nederbörds kemi och lufthalter sedan 1996**

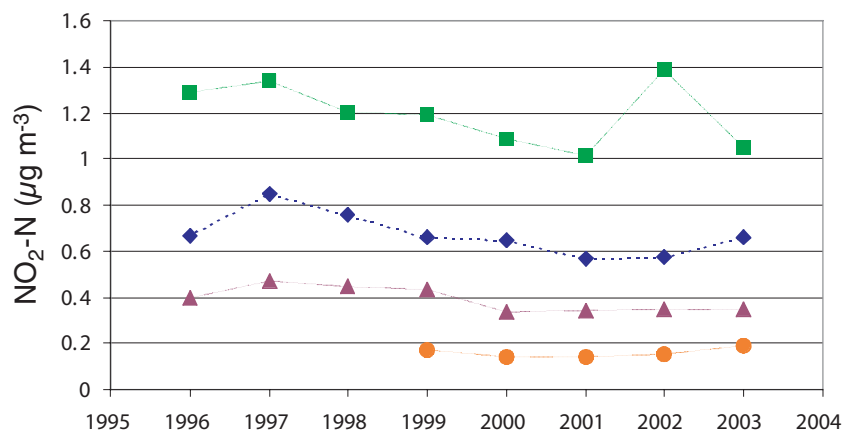
Mätningar av deposition, nederbörds kemi och luftkemi mäts på IM-lokalerna för att skatta tillförseln av olika långdistanstransporterade ämnen. Generellt är belastningen högst i sydvästra Sverige, och avtar norrut, men det finns även en gradient i norra Sverige med minskande belastning från kusten mot fjällkedjan.

Mätningarna av luftkvalitet utförs med diffusionsprovtagare i direkt anslutning till de nederbörds kemiska provtagarna på öppet fält. Diffusionsprovtagarna exponeras för utomhus-luften under en månad innan de samlas in. Nederbörds mätningarna på öppet fält utförs med hjälp av två parallella provtagare. Nederbördsinsamlingen sker sommartid med en plasttratt ( $\varnothing=20$  cm) och vintertid med en snösäck ( $\varnothing=20$  cm,  $l=1$  m). För att undvika kontaminering av kärlet där nederbörden samlas upp kläs den på insidan med en ny plastpåse varje gång provinsamlingen sker, vilket är månadsvis. Insamlingskärlet är klätt med aluminiumfolie för att förhindra att proven exponeras för solljus. Vid varje provtagningstillfälle bestäms den insamlade nederbörds-volymen i de två provtagarna. Krondropp insamlas med 10 provtagare placerade utefter en transekt från bäcken mot vattendelaren. Krondropp utförs månadsvis och insamlas sommartid med plasttrattar ( $\varnothing=20$  cm) och vintertid med plastpåsförsedda plastburkar ( $\varnothing=20$  cm). Vid varje provtagningstillfälle bestäms den insamlade nederbördsvolymen i de 10 provtagarna. Dessa prover slås samman till ett samlingsprov före kemisk analys.

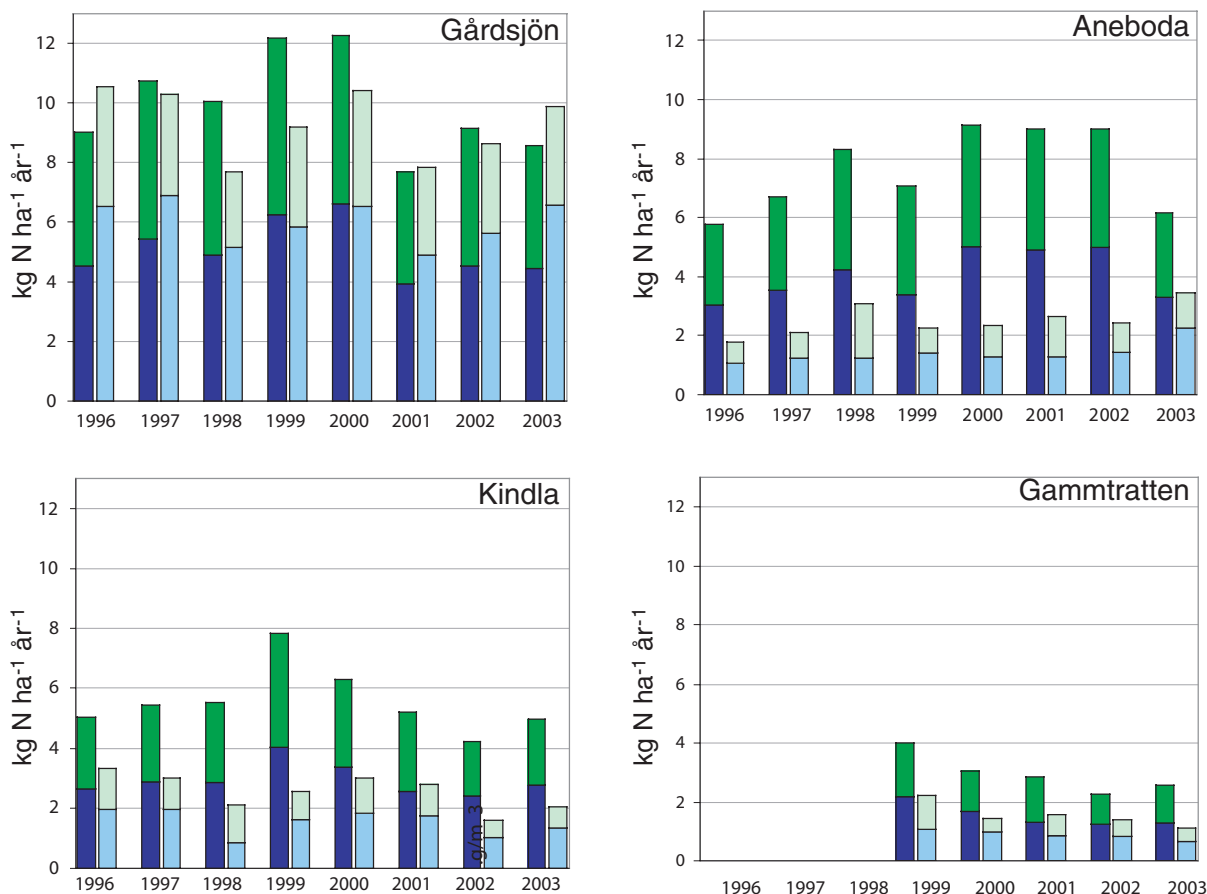
### *Kväve i luft och nederbörd uppvisar tydliga geografiska gradienter*

Mätningarna visar att det finns påtagliga skillnader mellan IM-områdena med avseende på luftens  $\text{NO}_2$ -N-halter. Högst nivåer uppmättes i Gårdsjön, följt av Aneboda, Kindlahöjden och Gamm-tratten (Figur 4). Lufthalterna har varit relativt oförändrade genom åren.

Även kvävemängderna i nederbörd och krondropp har varit relativt oförändrade under mät-perioden (Figur 5). Vid samtliga lokaler förutom Gårdsjön var nedfallet via krondropp betydligt lägre än via nederbörden. I Gårdsjön var kvävemängden i dessa båda medier ungefär på samma nivå. En orsak till detta kan vara att träden i Gårdsjön är gamla och att tillväxten därmed är låg, vilket ger ett lågt upptag av kväve. Däremot finns alltid påväxt av alger och lavar på barr och grenar som förbrukar en del kväve. Jämför man med lokalen i Aneboda, där träden har en betydligt högre tillväxt (jfr. Bilaga 18), ser man att skillnaden mellan kvävemängden i nederbörd och krondropp är påtaglig. Detta indikerar ett betydande upptag av kväve i trädkronan i Aneboda.



**Figur 4.** Årsmedelhalter av NO<sub>2</sub>-N (µg/m<sup>3</sup>) i luft vid Gårdsjön (ruta), Aneboda (diamant), Kindla (triangel) och Gammtratten (cirkel) 1996-2003.  
Average annual NO<sub>2</sub>-N concentrations in air (µg/m<sup>3</sup>) at Gårdsjön (square), Aneboda (diamond), Kindla (triangle) and Gammtratten (circle) 1996-2003.

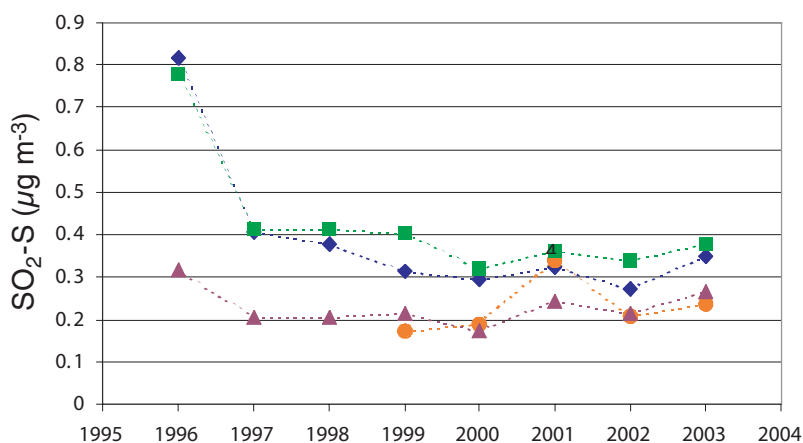


**Figur 5.** Tillförsel av kväve (kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) via nederbörd (vänstra stapeln) och krondropp (högra stapeln) vid Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1996-2003. NH<sub>4</sub>-N = stapelns övre del; NO<sub>3</sub>-N = stapelns undre del  
Influx of nitrogen (kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) via bulk deposition (left bar) and throughfall (right bar) at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1996-2003.  
NH<sub>4</sub>-N = upper part of the bar; NO<sub>3</sub>-N = lower parts of the bar

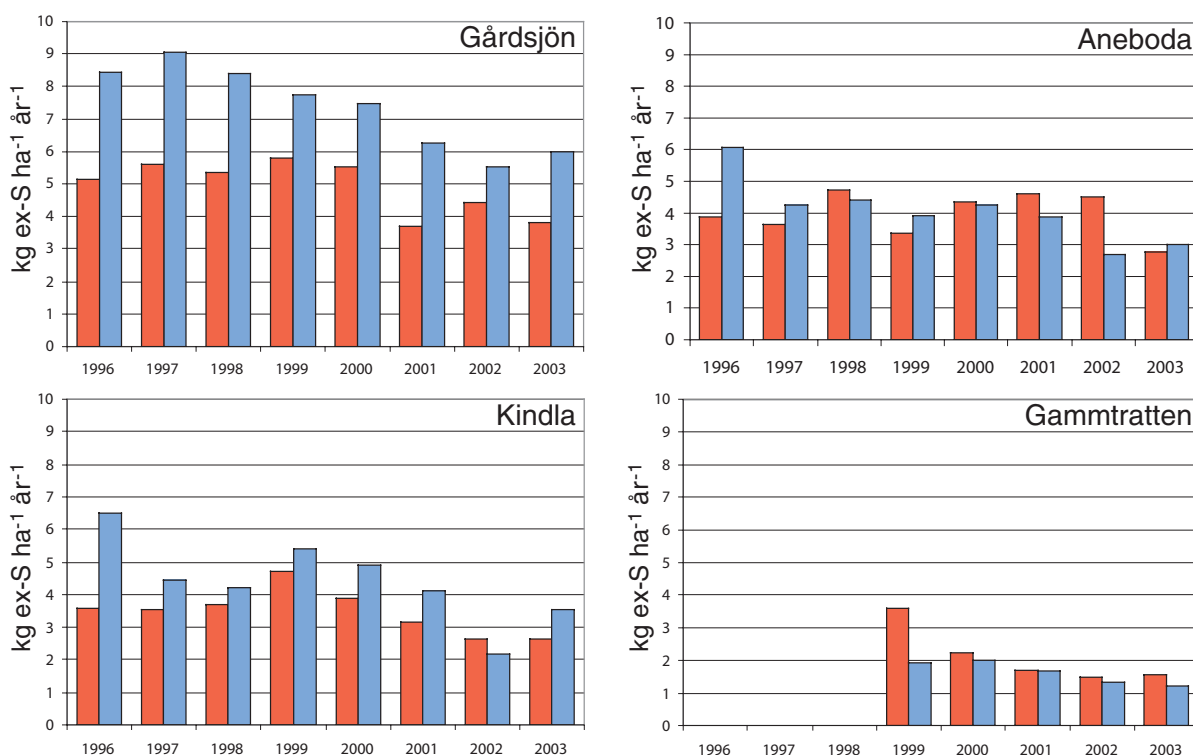
Den höga kvävebelastning som träden i sydvästra Sverige utsatts för under lång tid kan ha gjort att de ej längre behöver ta upp kväve via trädskronan, utan klarar sig på kvävet från marken. Denna s.k. "kvävemättnad" innebär dock normalt ett betydande utflöde av kväve via avrinningen, vilket inte konstaterats i Gårdsjön.

### *Svaveldepositionen minskar*

Med avseende på svavel är skillnaderna mellan IM-områdena inte lika påtagliga som för kväve även om Gammtratten uppvisat lägst och Gårdsjön högst halter respektive deposition (Figur 6 och 7).  $\text{SO}_2$ -S halterna i luft har varit relativt oförändrade genom åren förutom 1996 då påtagligt högre halter uppmättes. När det gäller svavelbelastning i nederbörd och krondropp kan en nedgående trend skönjas, vilket är i överensstämmelse med de generella trenderna i Sverige.



**Figur 6.** Årsmedelhalter av  $\text{SO}_2$ -S ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i luft vid Gårdsjön (ruta), Aneboda (diamant), Kindla (triangel) och Gammtratten (cirkel) 1996-2003.  
*Average annual  $\text{SO}_2$ -S concentrations in air ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) at Gårdsjön (square), Aneboda (diamond), Kindla (triangle) and Gammtratten (circle) 1996-2003.*



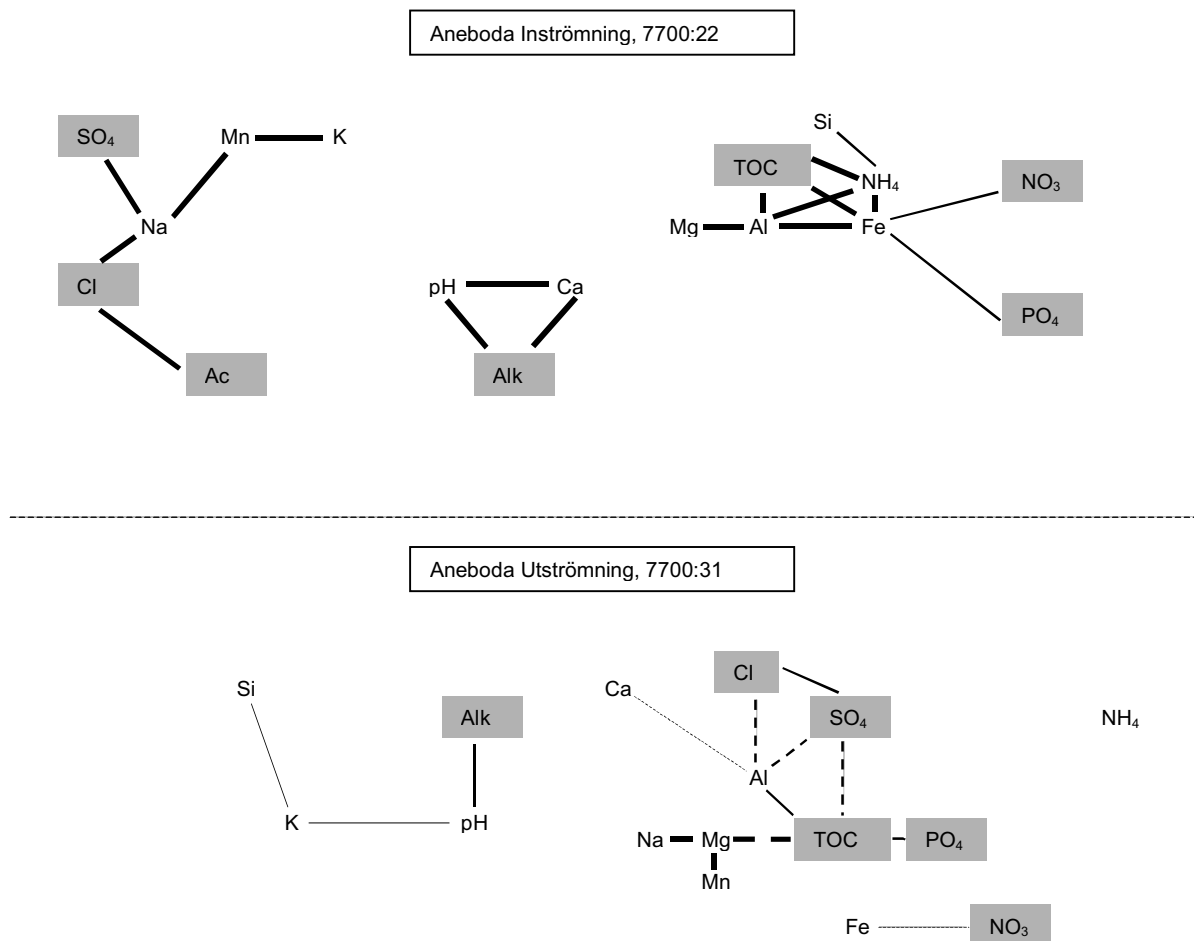
**Figur 7.** Tillförsel av icke-marint svavel ( $\text{kg ex-S ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ ) via nederbörd (vänstra stapeln) och krondropp (högra stapeln) vid Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1996-2003. *Influx of non-marine sulphur ( $\text{kg ex-S ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ ) via bulk deposition (left bar) and throughfall (right bar) at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1996-2003.*

## 8. Grundvattenkemiska samband i in- och utströmningsområden

Grundvattenkemins variationer över tiden kan bidra till att förklara en del av vad som händer i marken d.v.s. mellan det att nederbörden faller och att grundvattnet transporteras ut med bäckvattnen. Samvariationer över tiden för halterna av olika joner, vare sig de är positiva eller negativa, antyder ett direkt eller indirekt orsakssamband mellan dessa joner. Sambanden kan vara betingade av att jonernas koncentrationer är styrda av samma processer och/eller att de har samma ursprung. Tillförseln sker antingen via atmosfärisk deposition eller via intern tillförsel från markens minerogena och organiska material. Processer som påverkar grundvattnets sammansättning kan vara vittring, jonbyte, adsorption, lösningsreaktioner, redoxreaktioner, blandning av grundvatten med olika kemisk sammansättning, utspädning respektive koncentrering kopplat till nederbörd och avdunstning. De yttre drivkrafterna är följaktligen vädret och depositionen av olika ämnen medan vegetationsdynamiken är en viktig intern faktor.

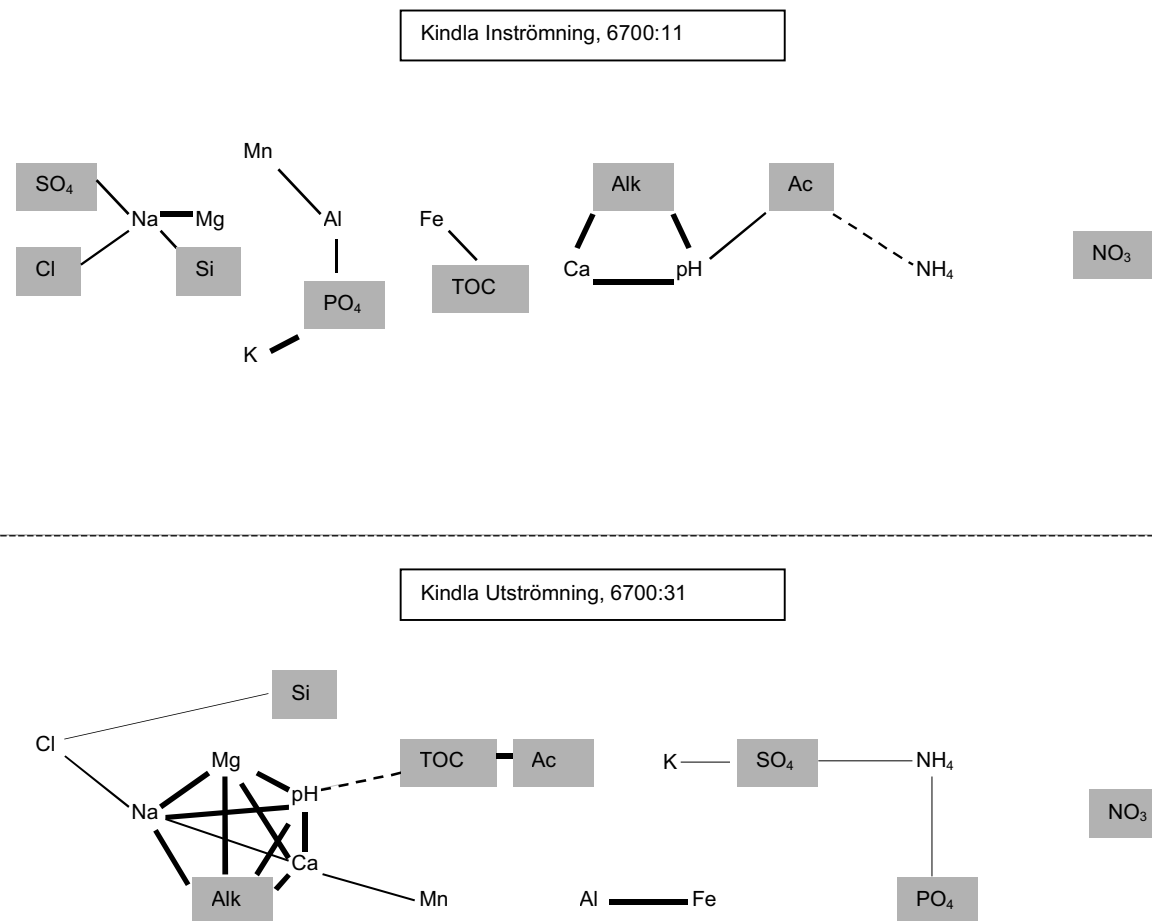
Samvariationen mellan alla de kemiska variabler som ingår i IM-områdena Aneboda och Kindla har testats med linjär regression. Tidsserierna från en mätstation i in- respektive utströmnings-områdena i Aneboda och Kindla har ingått i analysen. Statistiskt signifikanta samvariationer ( $p < 0,05$ ) med en korrelationskoefficient större än 0,55 alternativt 0,75 presenteras i figurerna 8 och 9. Sambanden förklarar då ca 30% respektive 56% av den totala variationen, vilket innebär att resultaten främst är indikativa. Joner som korrelerar med en eller flera andra joner samlar sig i grupper medan joner som inte visar tillräckligt god korrelation med någon annan jon finns med som solitärer. Mönstren som framträder indikerar processer som påverkar de olika ämnens halter.





**Figur 8.** Statistiskt signifikanta samband mellan haltvariationerna över tiden för olika kemiska variabler i Anebodas grundvatten i in- och utströmningsområdena. Inströmningsområdet = korrelationskoefficient  $>0,75$  (Pearson, enstaka variabler något lägre koefficient). Utströmningsområdet = korrelationskoefficient  $>0,55$ .  $p < 0,05$  = tunn linje,  $p < 0,01$  något grövre linje,  $p < 0,0001$  = tjockast linje. Streckad linje = negativ korrelation. Skuggning = anjon eller anjoniska egenskaper (TOC).

*Statistically significant relations between concentrations over time for different chemical variables in the groundwater in recharge and decharge areas at Aneboda. Recharge area = correlation coefficient  $>0.75$  (Pearson, single variables somewhat lower coefficients). Discharge area = correlation coefficient  $>0.55$ .  $p < 0.05$  = thin line,  $p < 0.01$  = medium line,  $p < 0.001$  = thick line, broken line = negative correlation, Hatched box = anion or anionic qualities (TOC).*



**Figur 9.** Statistiskt signifikanta samband mellan haltvariationerna över tiden för olika kemiska variabler i Kindlas grundvatten i in- och utströmningsområdena. Korrelationskoefficient  $>0,75$  (Pearson, enstaka variabler något lägre koefficient).  $p < 0,05$  = tunn linje,  $p < 0,01$  något grövre linje,  $p < 0,0001$  = tjockast linje. Streckad linje = negativ korrelation. Skuggning = anjon eller anjoniska egenskaper (TOC).

*Statistically significant relations between concentrations over time for different chemical variables in the groundwater in recharge and discharge areas at Kindla. Recharge area = correlation coefficient  $>0.75$  (Pearson, single variables somewhat lower coefficients). Discharge area = correlation coefficient  $>0.55$ .  $p < 0.05$  = thin line,  $p < 0.01$  = medium line,  $p < 0.001$  = thick line, broken line = negative correlation, Hatched box = anion or anionic qualities (TOC).*

Gemensamt för *inströmningsområdena* i Aneboda och Kindla är att de joner som dominerar i depositionen såsom sulfat, natrium och klorid tydligt korrelerar till varandra. pH verkar i huvud-sak att styras av kalcium/koldioxid/karbonatsystemet i och med att pH, kalcium och alkalinitet är starkt korrelerade.

I Aneboda korrelerar organiskt material (TOC), järn, aluminium och ammonium med varandra. Det kan tydas som att koncentrationerna av dessa joner är beroende av mobiliteten av det organiska materialet och egenskaperna det ger vattnet. Järn samvarierar också med fosfat och nitrat. I Kindla däremot samvarierar TOC bara med järn medan aluminium samvarierar med fosfat. I Kindla samvarierar nitrat inte med någon annan jon och halten regleras sannolikt av biologiskt upptag.

Allmänt sett skiljer sig samvariationerna i *utströmningsområdena* markant från inströmningsområdena och Aneboda skiljer sig väsentligt från Kindla. I Aneboda samvarierar pH endast med alkalinitet och kalium, medan pH i Kindlas utströmningsområde samvarierar starkt med såväl alkalinitet som samtliga kationer förutom kalium. pH-värdet påverkas även av TOC

(negativt korrelerade) som i sin tur är den enda variabeln som samvarierar med aciditeten. En av förklaringarna till situationen i Kindlas utströmningsområde kan vara att ett djupare mer långtransporterat grundvatten blandas med stundtals lokalt bildat grundvatten med höga TOC-värden.

Aluminium, som i Kindlas inströmningsområde samvarierar med bl. a. fosfat, samvarierar endast med järn i utströmningsområdet. Sulfat samvarierar endast med kalium och ammonium. I Aneboda tycks TOC påverka det mesta förutom pH och alkalinitet. TOC är positivt korrelerat till aluminium och fosfat, men negativt korrelerat till sulfat och magnesium. Den reducerande miljön som skapas genom det syrekonssumerande organiska innehållet påverkar tydligt variationerna i sulfatkoncentration. Utan att det finns en tidsmässig korrelation till TOC, så skapar miljön förutsättningen för de mycket höga järnhalterna, som i sin tur är negativt korrelerade med nitrathalterna. De höga ammoniumhalterna är också ett resultat av den reducerade miljön. Ammonium samvarierar dock inte med någon annan variabel.

Analysen tyder bl.a. på att:

- Nederbördens kemiska sammansättning, det organiska materialets rörlighet i marken och redoxförhållandena påverkar grundvattnets kemi påtagligt.
- Primärt förefaller pH att styras av vittring och katjonbyte samt i Kindlas utströmningsområde även av TOC.
- Sulfathalterna påverkar inte grundvattnets pH och aluminiumhalter vare sig i Aneboda eller Kindla. Aluminiumhalterna i Aneboda ökar med ökande TOC-halt och då vattnet är jonsvagt. Något motsvarande samband erhöles ej för Kindla.
- Nitrathalterna påverkas av redoxförhållandena och det biologiska upptaget.

## 9. Kritisk belastning för tungmetaller

Begreppet kritisk belastning (critical load) spelar en central roll i uppföljningen av luftvårds-konventionen. Det är definierat som den belastningsgräns under vilken skador på specificerade känsliga element i miljön inte längre anses föreligga. I arbetet att kartera kritisk belastning för föroreningar i Europa har turen nu kommit till de långspridda metallerna Pb, Cd och Hg. Detta har föregåtts av flera års arbete i en vetenskaplig expertgrupp inom ICP Modelling and Mapping, ett systemprogram till IM. En enkel beräkningsmodell för kartering av kritisk belastning i ekosystem utarbetades och finns nu som del i manual (<http://www.oekodata.com/icpmapping/>).

### *Kritiska gränsvärden för Cd och Pb.*

Beräkningarna är effektbaserade, d.v.s. de utgår från potentiella effekter på människans hälsa eller ekotoxikologiska effekter på andra organismer. Ekotoxikologiskt har man valt att relatera effekten till aktiviteten av fria metalljoner i mark och vatten. Eftersom metallhalter vanligen inte anges som fria joner har man utarbetat transfer-funktioner för att beräkna fördelningen mellan olika fraktioner i löst och fast fas. Ett antal enkla karaktärsvariabler för mark och vatten är bestämmande i funktionerna. Markinventeringar i Kanada, England och Nederländerna ligger till grund för sambanden. Fördelen med gränsvärden uttryckta i fria joner är generell giltighet för olika jordmånar. Giltigheten tycks dessutom omfatta även akvatiska organismer.

Som underlag för att definiera gränsvärden har Loft et al (2004) sammanställt ett stort antal NOEC-data (No Effect Concentrations) från markbiologiska tester för vilka metallnivåerna kunde omräknas till fria metalljoner. Växter, evertetrater och mikroorganismer ingick i

underlaget. Endast kroniska effekter medtogs. Gränsvärdena motsvarar de haltnivåer där 95% av organismerna inte skadas. Kritiska gränsvärden för fria joner av Cd och Pb angavs som funktioner av pH där skyddsverkan av andra katjoner empiriskt ansågs vara inkluderat. Det har varit angeläget att testa giltigheten för humusskikt i svensk skog, eftersom metaller i hög grad ansamlas i detta skikt. Man kan konstatera att manualens gränsvärden för totalhalterna Cd och Pb i lösning är väldigt höga jämfört uppmätta halter i IM-områdenas markvatten.

#### *Kritiska gränsvärden för Hg*

Hg-jonens nästan obefintliga förekomst som fri jon motiverar en ansats baserad på kvicksilvers starka bindning till löst och fast organiskt material. Dessutom är underlaget i litteraturen för att beräkna löslighet i ekotoxikologiska experiment mycket begränsat, vilket motiverar en enklare ansats. Det kritiska gränsvärdet har uttryckts som Hg-halt i markens fasta organiska material (Meili et al 2003). Värdet sattes till 0.5 µg Hg/g C, baserat på misstänkta effekter på mikro-organismer i södra Sverige (Johansson et al 2001). Det baseras på fältundersökningar och tester utförda i Aneboda m fl sydsvenska platser. För akvatiska system har gränsvärdet för Hg, satts till 0.5 µg Hg/g färskvikt för enkilos-gädda. Gränsvärdet baseras på den högsta tillåtna Hg-halten i fisk saluförd för mänsklig konsumtion.

#### *Kritisk belastning för Cd, Pb och Hg*

Den kritiska belastningen för Cd och Pb i mark beräknas med enkla massbalanser. Depositionen antas vara lika med utlakningen plus upptaget i skördbara växtdelar. Man antar följaktligen steady-state, eftersom man inte antar några förändringar i markförråden. Detta anses gälla för ett framtida tillstånd då metallbelastningen är acceptabel. Den kritiska utlakningen beräknas på årsbasis med hjälp av flödet av perkolerande markvatten, som måste vara känt eller skattat, och den totala metallhalten i marklösningen vid det kritiska gränsvärdet. För omräkning från fri jon till lösningens totalhalt används Windermere Humic Aqueous Model (WHAM6, Tipping 1998).

Ett samband mellan Hg-halten i markens fasta och lösta organiska material används för att beräkna det kritiska gränsvärdet i lösning (Meili et al 2003). Markvattenflöden och DOC-halter skattas och den kritiska utlakningen kan beräknas. För Hg i fisk används relationer till Hg-halten i nederbörd och man tar hänsyn till inverkan av vattensystemens humushalt och näringsstatus.

#### *Kritisk belastning och metallpåverkan i IM-områdena*

Preliminära karteringsövningar för Sverige och några andra länder utfördes 2003/04 på barrskogar med organiska mårskikt. Enligt modellberäkningarna överskreds inte den kritiska belastningen för Cd vid aktuell deposition medan den för Pb och Hg överskreds i 49% respektive 98 % av den svenska skogsmarken. Våra mätningar i IM-områdena visar att varken depositionen, markvattenflödena eller avrinningen överskrider den kritiska belastningen för Cd (Tabell 4). Däremot överskred Pb och Hg depositionen den kritiska belastningen särskilt i de sydsvenska områdena. Transporter i markvatten och avrinnande vatten var däremot väsentligt lägre än den kritiska belastningen (Tabell 4). Uttag av biomassa via avverkning är obefintlig i IM-områdena. Dagens deposition innebär följaktligen att IM-områdena är långt från steady state avseende Pb och Hg. Slutlig kartering av critical loads i full skala håller i skrivande stund på att avslutas.

**Tabell 4.** Preliminärt beräknad kritisk belastning för metaller i jämförelse med observerade in- och utflöden i IM-områden 1997-2001. Deposition = krondropp + förnåfall.  
*Calculated critical loads for metals compared to observed input and output at IM-sites 1997-2001. Deposition = throughfall + litterfall.*

IM-område	Cd mg / m <sup>2</sup>			Pb mg / m <sup>2</sup>			Hg µg / m <sup>2</sup>		
	Critical Load,	Deposition	Avrinning	Critical Load,	Deposition	Avrinning	Critical Load,	Deposition	Avrinning
Aneboda	3-4	0.12	0.01	1.5	2.8	0.3	8-10	40	2
Gårdsjön				1.5-3			10-15	44	3
Kindla	3-4	0.07	0.05	1.5-3	2.4	0.3	10-15	25	1
Gammtratten	2-3	0.06	0.01	1-1.5	1.1	0.1	8-10	12	2

## 10. Läckageeffekten av skogliga åtgärder reduceras med tiden.

Skogliga åtgärder såsom avverkning, markberedning, dikning och skogsodling påverkar omsättningen och utlakningen av ämnen till ytvattnen. De tre förstnämnda ökar i regel utlakningen medan en växande skog bromsar den. Skogsbruket påverkar också syra-bas statusen i marken. Skogsproduktionen och uttaget av biomassa vid skörd kan göra marken surare medan avverkning och dikning kan medföra högre pH särskilt i ytvattnen. Variationer i de hydrologiska förhållandena komplicerar dock bilden påtagligt.

Undersökningar av avverkning och dikning har visat att såväl kväve- och fosforflödena ökar. Flödet av organiskt kol ökar också efter avverkning men kan minska efter dikning (Grip, 1982; Lundin, 1988; Ahtiainen, 1992). Noterade ökningarna i kväveflöden kan vara från 1-2 kg/ha, år till 4-6 kg/ha, år under de första åren efter åtgärd, men betydligt större förluster har uppmätts lokalt i södra Sverige (Löfgren & Olsson 1990). Även skogsbruk på torvmark visar ökade koncentrationer och flöden av kol, kväve och fosfor. Ökningarna under de första åren efter åtgärd uppgår till 50-100% och gäller såväl kalavverkning som skärmskogsbruk (Lundin, 1999). Varaktigheten i den ökade utlakningen har dock inte följts under längre tid.

För lite större avrinningsområden kan effekterna bli små eller måttliga eftersom åtgärder utförs endast på delområden, som på lång sikt egentligen inte kan beröra mer än 1-2% av ytan eftersom rotationen bör ta ungefär en skogsgeneration. Under några år kan givetvis tillfälligt större andelar av områden påverkas av brukandet. Det blir därför intressant att jämföra helt obrukade områden, som IMs referensområden utgör, med normalt skogsbrukade områden. En undersökning i syd-västra Sverige visar att effekterna på lång sikt blir måttliga med en kväveutlakning på ca 3 kg N/ha, år att jämföras med ca 2 kg N/ha, år från motsvarande skogklädda områden (jfr. tabell 2 nedan), dvs en ökning med 10-30% orsakad av skogsbruk (Westling m.fl., 2001).

Det finns ett antal undersökningar som under relativt lång tid följts avseende utlakning (Löfgren och Olofsson, 2002). Att jämföra dessa med IMs referensområden kan ge information om en storskalig förhöjd utlakning. En inledande studie i denna jämförelse görs här för några ämnen, nämligen organiskt kol, fosfor och kväve. De tre mellansvenska områdena är Masbyområdet, Risfallet (Knutsson et al., 1995) och Bohytteområdet (Lundin, 1998).

Av IM-områdena uppvisar de sydliga områdena Gårdsjön och Aneboda högre kväveutlakning än de nordligare områdena Kindla och Gammtratten. Förutom det geografiska läget så finns även en stark koppling mellan DOC och N och P. Detta är särskilt påtagligt i Aneboda medan fosfor-flödena i Gammtratten är förhållandevis höga trots relativt låga humushalter (Tabell 5 och 6). Kopplingen mellan organiskt material och fosfor påpekas också av Uggla och

Westling (2003) samt noterades av Lundin (2003). Fosforhalter i intervallet 20-100 µg P/l uppmättes i avrinnningen från våtmarkspåverkade avrinningsområden.

**Tabell 5.** Koncentrationer (mg/l) av DOC,  $P_{\text{tot}}$ ,  $N_{\text{tot}}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  och  $\text{NH}_4\text{-N}$  vid de fyra IM områdena (2000-2002) och tre områden med brukad skog (1990-talet).  
*Concentrations (mg/l) of DOC,  $P_{\text{tot}}$ ,  $N_{\text{tot}}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$  at the four IM sites (2000-2002) and three streams influenced by forestry (1990's).*

	Gårdsjön	Aneboda	Kindla	Gammtratten	BH	MB	RI
DOC	8	20	8	7	16	10	8
$P_{\text{tot}}$	0.002	0.010	0.005	0.008	0.016	0.030	0.010
$N_{\text{tot}}$	0.350	0.600	0.250	0.210	0.650	0.380	0.280
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.040	0.020	0.006	0.006	0.050	0.014	0.050
$\text{NH}_4\text{-N}$	0.006	0.020	0.008	0.008	0.060	0.028	0.020

Fosforkoncentrationerna vid IM områdena ligger i spannet 2-10 µg P/l medan de brukade skogsområdena noteras för värden mellan 10 och 30 µg P/l (Tabell 5). Halterna från skogsområden noteras ofta under 20 µg P/l (Uggla och Westling, 2003). Flödet av fosfor från IM områdena ligger på 20-60 g P/ha, år med de högsta värdena för Gammtratten (Tabell 6). Från de brukade områdena är värdena 50-80 g P/ha, år, dvs ca 60% högre. För områden med relativt stort inflytande av torvmark ligger flödena på 50-200 g P/ha, år (Lundin, 2003). Dikning påverkar flödet med 25-100% högre värden.

**Tabell 6.** Flöden (kg/ha, år) av DOC,  $P_{\text{tot}}$ ,  $N_{\text{tot}}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  och  $\text{NH}_4\text{-N}$  vid de fyra IM områdena (2000-2002) och tre områden med brukad skog (1990-talet).  
*Fluxes (kg/ha, y) of DOC,  $P_{\text{tot}}$ ,  $N_{\text{tot}}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$  at the four IM sites (2000-2002) and three streams influenced by forestry (1990's).*

	Gårdsjön	Aneboda	Kindla	Gammtratten	BH	MB	RI
DOC	70	73	44	63	101	47	21
$P_{\text{tot}}$	0.020	0.037	0.030	0.060	0.048	0.080	0.060
$N_{\text{tot}}$	2.10	2.10	1.50	1.60	2.70	1.85	0.89
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.30	0.08	0.03	0.06	0.19	0.05	0.01
$\text{NH}_4\text{-N}$	0.20	0.06	0.04	0.04	0.23	0.13	0.00

Kväveinnehållet i avrinningsvattnet domineras i Sverige av organiskt bundet kväve, som ofta utgör över 80% av totalkvävet. För IM-områdena var halten totalkväve 0.2-0.6 mg N/l och andelen oorganiskt kväve 5-7% av totalkvävet med undantag för Gårdsjön där den oorganiska fraktionen nådde 13% dominerad av nitrat (11%). De skogligt påverkade områdena hade halter på 0.3-0.7 mg N/l och där utgjorde den oorganiska fraktionen 10-25% (Tabell 5). Närmast efter dikning och avverkning har betydligt högre andelar oorganiskt kväve noterats med upp till 60% (Lundin, 1988).

Flödena av kväve påverkas förutom av det geografiska läget även av inslaget av organiskt material, som för Anebodaområdet medfört den högsta utlakningen på 2.1 kg N/ha, år. De nordligare områdena har värden på ca 1.5 kg N/ha, år (Tabell 6). Betydande påverkan kommer emellertid från skogligt brukande särskilt under den första fasen efter åtgärd. För de tre mellan-svenska områdena ligger flödena på mellan 0.9 kg N/ha, år och 2.7 kg N/ha, år vilket stämmer överens med de förhållanden som Westling m.fl. (2001) framhåller. Den låga utlakningen från området RI förklaras av att det där gått 25-30 år efter avverkning och en bra växande tallskog täcker nu området och tar upp tillgängligt kväve.

Sammanfattningsvis kan konstateras att de mest drastiska effekterna uppstår en kort tid (3-5 år) efter skoglig åtgärd. Sedan sker en succesiv återgång till skogliga förhållanden. De få långsiktiga studierna av brukad skog antyder emellertid att koncentrationer och utlakning kan ligga på något förhöjda nivåer under lång tid. Såväl fosfor som kväve noteras ligga 10-50%

över naturskogens bakgrundsvärden. Fortsatt uppföljning och intensifierad utvärdering kan framgent förbättra underlaget till bedömning av de långsiktiga effekterna av skogsbruk.

## 11. Kvävetillgång och arginin i granbarr

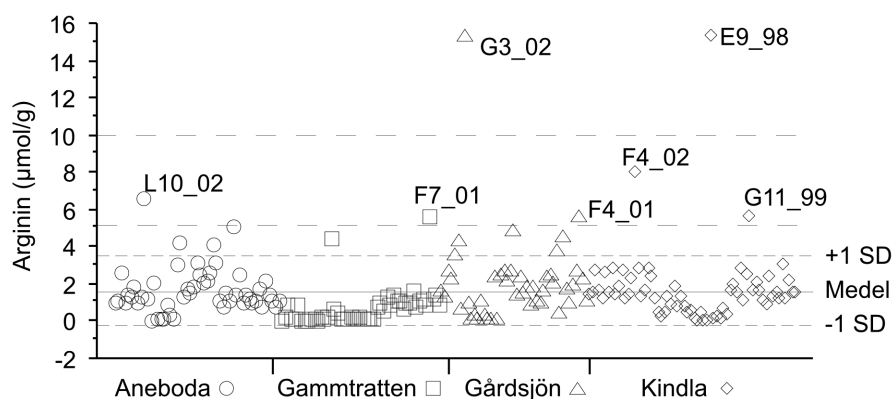
Argininhalten i levande granbarr är ett indirekt mått på om det finns mer kväve i marken än vad träden kan utnyttja. Kväve är ett mycket viktigt näringsämne för växter. Oftast är kvävetillgången låg i skogsmark vilket leder till att kväve är begränsande för tillväxten. Med en hög deposition av kväve kan dock tillgången på kväve bli så hög att andra näringsämnen istället begränsar tillväxten. Träd har nämligen svårt att reglera sitt kväveupptag. Så länge det finns kväve tillgängligt tar träden upp kväve. Detta kan leda till ett överskott på kväve och samtidigt en brist på andra näringsämnen som t.ex. kalium, fosfor eller magnesium. En sådan brist kan leda till skador på träden och därmed minskad vitalitet. Ett kväveöverskott yttrar sig bl.a. genom förhöjda halter av totalhalten kväve och av aminosyran arginin. Arginin lagras i barrrens celler när träd tagit upp mer kväve än de kan nyttja p.g.a. underskott på andra näringsämnen. Detta gör att arginin kan utnyttjas som en indikator på överskott av kväve i marken.

I den här studien presenteras några summariska relationer mellan kvävehalt i levande barr och olika mått på tillgång på kväve. Den primära frågan som ligger till grund för studien är hur och om det går att relatera argininhalten i barr till tillgången på kväve i avrinningsområdet. För en mer fullständig undersökning måste alla data dock analyseras betydligt mer ingående än vad som gjorts i denna sammanställning!

Arginin har mätts i levande granbarr som samlats in under februari eller mars. Barren plockas från toppen av en välvuxen fristående gran. I varje avrinningsområde tas barrprover från sex provytor jämt fördelade över områdena.

### Arginin i granbarr

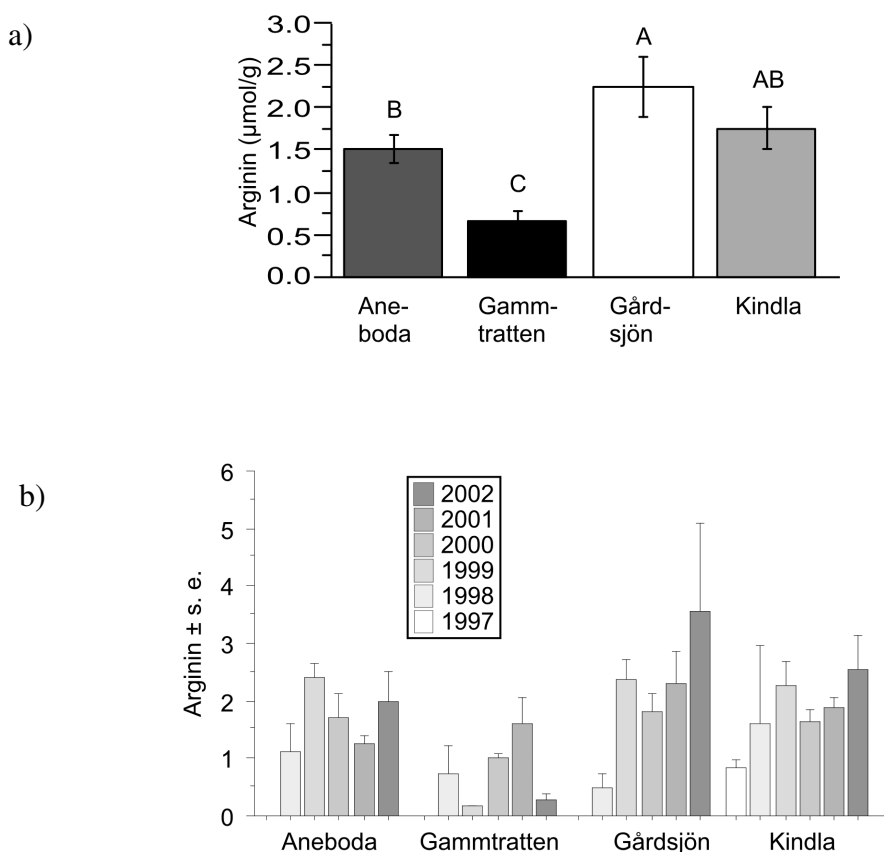
De flesta mätningarna av arginin visar en relativt konstant halt, väl inom gränsen för mycket liten risk för kväveläckage enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för skogslandskapet (Figur 10). Några enstaka värden avviker dock kraftigt. De avvikande observationerna visar dock inte något gemensamt mönster. Istället rör det sig om enstaka provytor enstaka år.



**Figur 10.** Argininhalt ( $\mu\text{mol/g}$ ) i granbarr från de olika IM-områdena, samtliga observationer. Gränserna för stor respektive mycket stor risk för kväveläckage (5 resp. 10  $\mu\text{mol/g}$ ) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är markerade. Observationer högre än 5  $\mu\text{mol/g}$  är etiketterade med provytanamn och provtagningsår.

*Arginin in spruce needles from the four IM-sites, all observations. Limits for High and Very high risk for nitrogen leakage (5 and 10  $\mu\text{mol/g}$ ) according the environmental quality criteria issued by the Swedish Environmental Protection Agency are indicated. Observations greater than 5  $\mu\text{mol g}^{-1}$  are labelled with site name and sampling year.*

Räknat över alla år som ingått i provtagningen så är argininhalten högst i Gårdsjön för att falla i ordningen Kindla, Aneboda och slutligen Gammtratten (Figur 11a). Det finns inte några tids-mässiga trender inom de olika områdena (Figur 11b). För tidsserien i Kindla finns en dock signifikant ökande trend ( $r^2 = 0.091$ ,  $P = 0.02$ ). Den låga determinationskoefficienten ( $r^2$ ) visar dock att endast ca 1 procent av mellanårsvariationen i arginin kan förklaras av tidsfaktorn. Därför kan man anse att även mätserien i Kindla saknar en riktad förändring i tiden. En första inspektion av diagrammet i figur 11b antyder att variationen ökar med tiden. Det finns dock inte någon signifikant trend över tiden inom de olika områdena i variationskoefficienten (standardav-vikelsen/medelvärde).



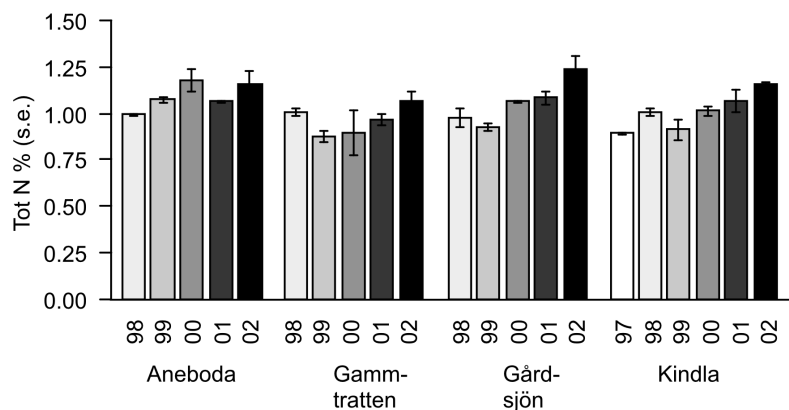
**Figur 11.** Argininhalt ( $\mu\text{mol/g}$ ) i granbarr från (a) de olika IM-områdena, alla år sammanslagna (områden med olika bokstäver ovan staplarna är signifikant skilda), och (b) uppdelat på område och år. Inget område visar någon tidsmässig trend.

*Mean arginine concentration in spruce (Picea abies) needles at (a) the IM-sites in Sweden, all years taken together (sites labelled with different letters above are significantly different), and (b) divided into site and year. No site shows a temporal trend.*

### Totalkväve i granbarr

Den totala kvävemängden i barr är ett annat mått på kvävetillgången i marken. Enligt Naturvårds-verkets bedömningsgrunder är risken för kväveläckage liten om kvävehalten i barr understiger 13 mg/g torrsustans. Denna gräns överskrids inte av något barrprov (Figur 12). För två av områdena finns det dock en signifikant ökande tidstrend (Gårdsjön:  $r^2 = 0.69$ ;  $P < 0.01$ ; Kindla: 0,65; 0,01). Denna trend kan även anas i argininhalten (Figur 11) men där är variationen så stor att det inte går att skilja en trend från brus.

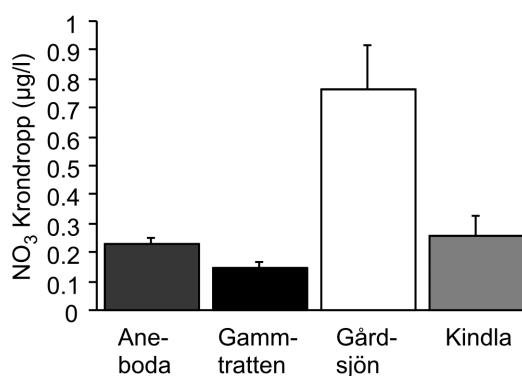




**Figur 12.** Halt totalkväve i granbarr från de olika IM-områdena olika år.  
Total nitrogen in spruce needles from the IM-sites, different years. There is a temporal increasing trend at Gårdsjön ( $r^2 = 0.69$ ,  $P < 0.01$ ) and Kindla (0.65, 0.01).

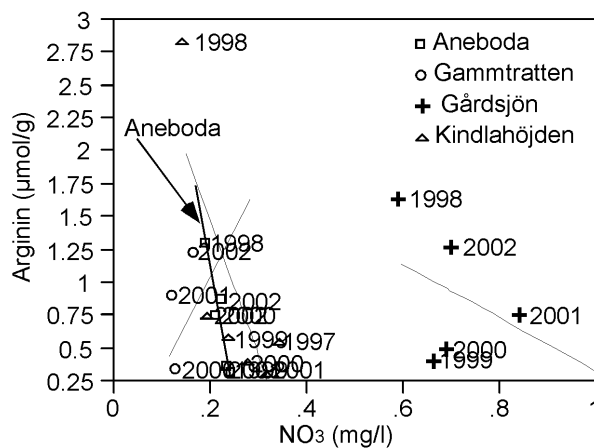
### Kvävenedfall

Kvävenedfallets omfattning är en primär källa för bedömning av risken för kväveläckage. I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder används nedfall av nitrat- och ammoniumkväve uppmätt i krondroppet (dvs. i nederbörd uppsamlad under trädkronor) som mått på kvävenedfall. För de fyra IM-områdena hade Gammtratten signifikant högre kvävehalt i krondroppet än vad de övriga tre områdena hade (Figur 13).



**Figur 13.** Medelnitrathalt (+1 s.e.) i krondropp, alla år sammanslagna. Gammtratten har signifikant högre värden än övriga områden (Tukey's test,  $P < 0.05$ ).  
*Mean (+ 1 s.e.) nitrate in throughfall, all years taken together. The Gammtratten site has significantly higher concentration than the other three sites (Tukey's test,  $P < 0.05$ ).*

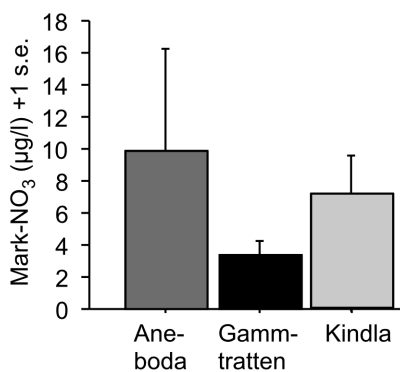
För Aneboda fanns det ett signifikant negativt samband mellan årsmedelvärden av nitrat i kron-dropp och arginin i granbarr (Figur 14). För de övriga områden fanns inget signifikant samband mellan dessa två variabler (Figur 14).



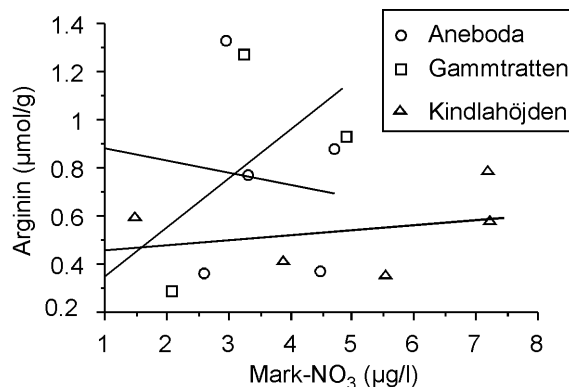
**Figur 14.** Samband mellan årsmedelvärden av nitrat i krondropp och arginin i granbarr. Sambandet är signifikant endast för Aneboda ( $R^2 = 0,78$ ;  $P < 0,05$ ).  
*Relationship between annual mean of nitrate in throughfall and arginin in spruce needles. There is a significant relationship for Aneboda ( $R^2 = 0,78$ ;  $P < 0,05$ ).*

### Kväve i markvatten

Ett annat mått på hur mycket kväve som finns tillgängligt är halten av nitrat i markvattnet. Vid jämförelser mellan områdena visar årsmedelvärdet för nitrathalten i markvatten från B-horisonten samma trender som krondroppet (Figur 15). En skillnad mellan nitrat i markvatten och i kron-dropp är att det inte finns något samband mellan nitrat i markvatten och arginin i barr (Figur 16).



**Figur 15.** Medelnitrathalt i markvatten i B-horisonten (data från Gårdsjön saknas i denna sammanställning).  
*Mean nitrate concentration in soil water from the B-horizon (data from Gårdsjön are missing in this study).*



**Figur 16.** Samband mellan årsmedelvärden av nitrat i markvatten i B-horisonten och arginin i granbarr (alla regressioner,  $P > 0.6$ ).  
*Relationship between annual mean of B-horizon soil water nitrate and arginin in spruce needles (all regressions,  $P > 0.6$ ).*

### *Tendens till ökande argininhalter i granbarr*

Det är inte helt överraskande att det inte gick att hitta några riktigt tydliga samband mellan arginin i granbarr och de summariska mått på tillgängligt kväve som använts i den här översiktliga sammanställningen. Arginin mäts en gång om året i barr från sex stycken granar jämt fördelade över avrinningsområdena. Krondropp och markvatten mäts däremot med jämna mellanrum under hela växtsäsongen. När man bakar ihop sådana data till ett medelvärde går mycket information förlorad. Argininhalten i barr under vintern är därför ett viktigt komplement till de mer kontinuerliga mätningarna av kväve i och med att arginin ger ett integrerat mått på hur kvävetillgången varit under hela den föregående växtsäsongen. Man kan konstatera att arginin-halten i granbarr i stort sett ligger på en jämn, relativt kontant nivå, med några få undantag. Det är dock mycket svårt att förklara de få extremvärdena med hjälp av de data som samlas in i IM-programmet. Det finns inget mönster i vilka prover som avviker. I brist på möjliga förklaringar får vi tills vidare hänföra dessa avvikande värden till den naturliga variationen. Det är dock intressant att notera att argininhalten till synes utan någon förklaring kan skjuta i höjden ett år för att vara tillbaka på låga nivåer året efter.

Trots att argininhalten för det mesta ligger på en jämn och låg nivå, finns tendenser till ökande halter med åren. Detta var fallet för totalhalten av kväve i två av områdena. Detta kan tolkas som tecken på ett ökat kväveupptag, vilket är tvärt emot vad som kunde förväntas med sjunkande nivåer i depositionen.

Skillnaderna mellan områdena kommer igen i alla sammanställningar, med de högsta halterna i Gårdsjön och de lägsta i Gammtratten. Detta är helt och hållet vad som kan förväntas mot bakgrund av skillnader i deposition mellan områdena. Aneboda och Kindla uppvisar en viss variation. För både arginin och nitrat i krondropp ligger medelvärdet för Kindla högre än för Aneboda, men för nitrat i markvatten är förhållandet det omvända. Detta tyder på skillnader i kvävet utnyttjande och kretslopp i de båda områdena.

## 12. Al-fraktionering - jämförelse av analysresultat från IMA och IVL.

Sedan år 2000 utförs Al-fraktionering med en förenklad Driscoll-metod (1984) på prov från markvatten, grundvatten och ytvatten i IM-områdena. Metoden innebär att man separerar katjoniskt aluminium ( $Al_i$ ), i huvudsak oorganiskt aluminium, från övriga Al-fraktioner med hjälp av en Na-mättad katjonbytare. Jonbytet sker vid det pH som buffertsystemen i provet bestämmer. Metoden bör inte användas för vatten med  $pH > 6$  eftersom oorganiskt aluminium då börjar uppträda i anjonisk form och därmed inte fastnar i katjonbytare. Det aluminium som passerar katjonbytare ( $Al_o$ ) är neutralt eller anjoniskt och utgörs i huvudsak av organiskt bundet aluminium. Provets totala Al-halt ( $Al_T$ ) och halten  $Al_o$  bestäms analytiskt, medan halten  $Al_i$  beräknas som skillnaden mellan dessa båda bestämningar.

$$Al_i = Al_T - Al_o$$

Under perioden 2000-2003 utfördes analyserna vid IVL i Aneboda, men i januari 2004 togs de över av Institutionen för miljöanalys, SLU (IMA). Bytet av laboratorium medförde en metod-skillnad vad avser bestämningarna av  $Al_T$  och  $Al_o$ . Vid IVL utfördes slutbestämningen med AAS medan IMA använder ICP. Under 2002 utfördes därför analyser på samma vatten av både IVL och IMA för att kontrollera hur stora skillnader metoderna ger. Vid IVL utfördes analyserna inom några få dagar ( $\leq 3$  dagar) från provtagningen medan de förvarades i kylrum ( $4^\circ C$ ) mellan 2-5 veckor innan analys vid IMA. Proven som insamlades den 29/10 2002 utgör ett undantag efter-som de analyserades dagen efter vid IMA.

### *Systematiska och slumpmässiga skillnader mellan laboratorierna*

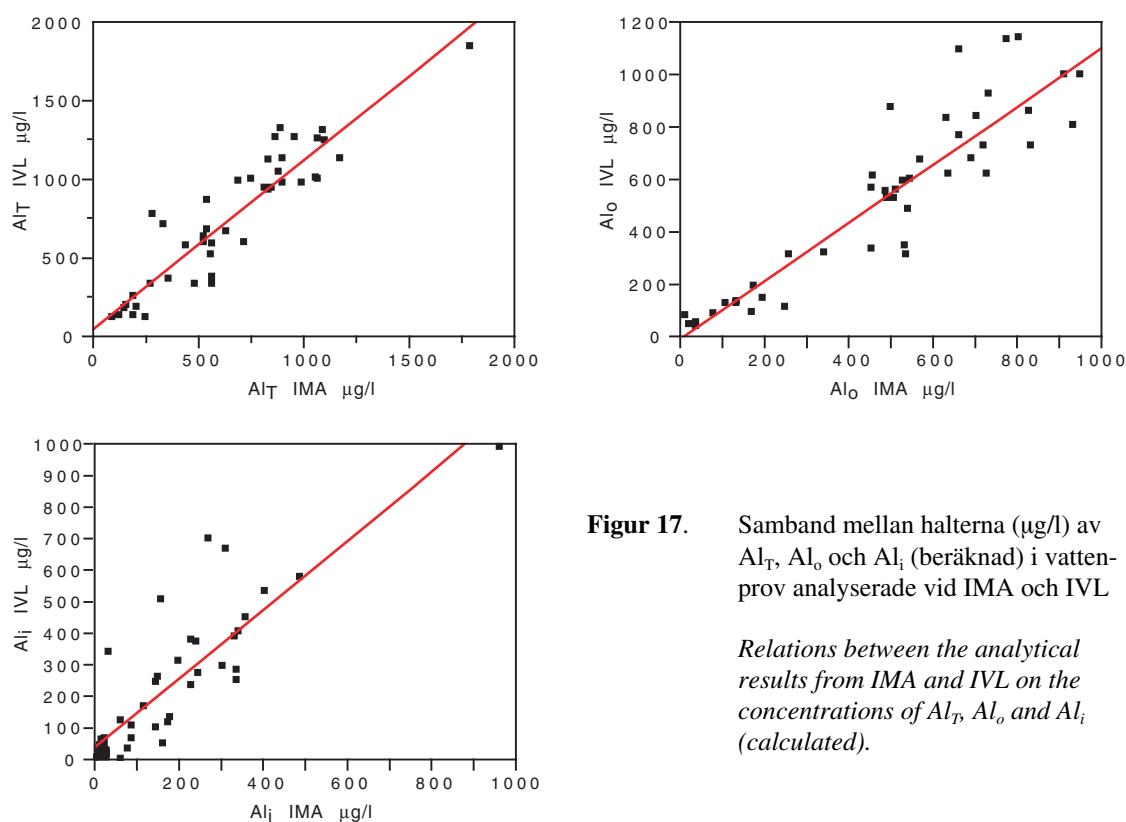
Alla prov utgjordes av grundvatten från Kindla ( $pH$  4,3-5,9; 3-20 mg TOC/l) och allt som allt analyserades 49 olika prover vid de båda laboratorierna. Av dessa bedömdes resultaten från 5 prov som outliers eftersom skillnaden mellan de båda laboratorierna var  $> 500 \mu g Al_T/l$ . Fyra av dessa outliers var insamlade den 29/10, då analyserna utfördes dagen efter vid IMA. Det förelåg dock inte systematiskt högre  $Al_T$ -halter från IMA detta datum utan ett par prov analyserade vid IVL uppvisade högre halter än IMA. Orsaken till de stora haltskillnaderna för dessa outliers har inte kunnat fastställas.

Haltintervallen för de olika aluminiumfraktionerna var påtagliga och varierade för  $Al_T$  mellan ca 100-1800  $\mu g Al_T/l$  vid båda laboratorierna. Medel- och medianvärdena för  $Al_T$  var dock påtagligt högre vid IVL än vid IMA (Tabell 1). Även bestämningarna av  $Al_o$  gav högre medel- och medianvärden vid IVL, men skillnaden var mindre (Tabell 1). Både  $Al_T$  och  $Al_o$  uppvisade log-normal fördelningar och en parvis t-test på de log-normerade värdena visade att  $Al_T$ -halterna från IVL var statistiskt säkerställt högre, i medeltal knappt 100  $\mu g Al_T/l$  ( $p < 0,05$ ), än från IMA. Däremot förelåg ingen statistisk skillnad ( $p > 0,1$ ) mellan de båda laboratorierna för  $Al_o$ . Även de beräknade  $Al_i$ -halterna uppvisade log-normal fördelningar med statistiskt säkerställt högre halter, i medeltal drygt 50  $\mu g Al_i/l$  ( $p < 0,05$ ), från IVL jämfört med IMA. Detta är en konsekvens av de högre halterna  $Al_T$  från IVL.

**Tabell 7.** Jämförelse av analysresultat från IMA och IVL med avseende på halterna ( $\mu\text{g/l}$ ) av  $\text{Al}_T$ ,  $\text{Al}_o$  och  $\text{Al}_i$  (beräknad).  
*Comparisons between the analytical results from IMA and IVL on the concentrations of  $\text{Al}_T$ ,  $\text{Al}_o$  and  $\text{Al}_i$  (calculated).*

n=44	$\text{Al}_T$ ( $\mu\text{g/l}$ )		$\text{Al}_o$ ( $\mu\text{g/l}$ )		$\text{Al}_i$ ( $\mu\text{g/l}$ )	
	IMA	IVL	IMA	IVL	IMA	IVL
Min	92	118	12	43	2	0
Medel	654	751	484	528	170	223
Median	600	746	521	565	147	130
Max	1793	1850	950	1139	963	990

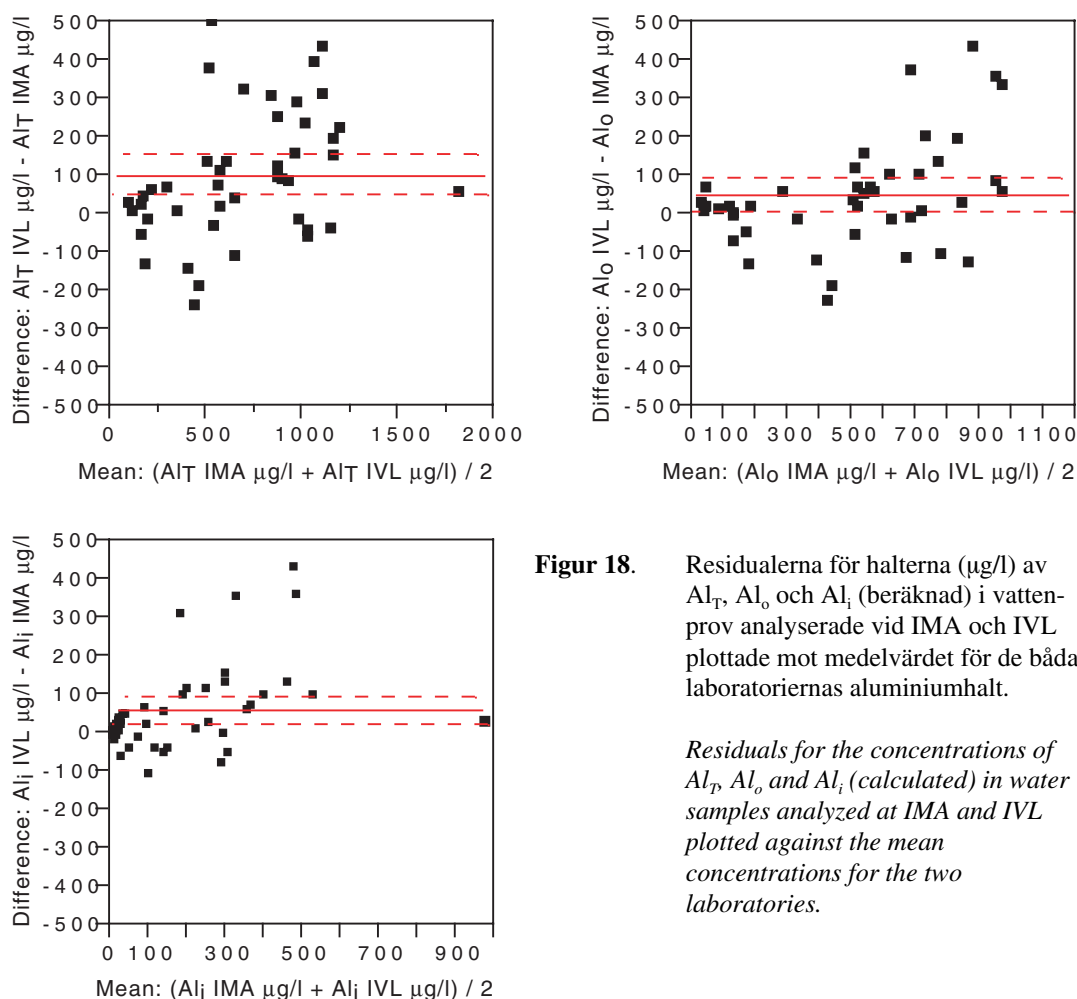
De linjära sambanden för de olika Al-fraktionerna och mellan de båda laboratorierna framgår av Figur 17. Halterna  $\text{Al}_T$  och  $\text{Al}_o$  uppvisade något bättre samband ( $r^2_{\text{Al}_T}=0,84$ ,  $r^2_{\text{Al}_o}=0,83$ ) än  $\text{Al}_i$  ( $r^2=0,75$ ). För samtliga Al-fraktioner låg lutningskoefficienten i intervallet 1,07-1,11, vilket indikerar högre halter från IVL än från IMA.



**Figur 17.** Samband mellan halterna ( $\mu\text{g/l}$ ) av  $\text{Al}_T$ ,  $\text{Al}_o$  och  $\text{Al}_i$  (beräknad) i vattenprov analyserade vid IMA och IVL

*Relations between the analytical results from IMA and IVL on the concentrations of  $\text{Al}_T$ ,  $\text{Al}_o$  and  $\text{Al}_i$  (calculated).*

Residualerna för de olika Al-fraktionerna visar att skillnaden mellan de båda laboratorierna ökade ju högre Al-halt provet hade (Figur 18). Vid låga Al-halter uppvisade normalt IMA högre halter än IVL, medan det motsatta gällde vid höga halter.



**Figur 18.** Residualerna för halterna (µg/l) av  $Al_T$ ,  $Al_O$  och  $Al_i$  (beräknad) i vattenprov analyserade vid IMA och IVL plottade mot medelvärdet för de båda laboratoriernas aluminiumhalt.

*Residuals for the concentrations of  $Al_T$ ,  $Al_O$  and  $Al_i$  (calculated) in water samples analyzed at IMA and IVL plotted against the mean concentrations for the two laboratories.*

### *Analysfelen har begränsad betydelse för tolkbarheten av resultaten*

De statistiska analyserna (t-test) visade att  $Al_T$ -halterna, men inte  $Al_O$ -halterna, var högre från IVL än från IMA. Detta indikerar att skillnaden i analysresultat sannolikt inte har att göra med de båda laboratoriernas slutbestämningsmetoder för Al (AAS respektive ICP). Å andra sidan indikerar residualernas haltsamband att de båda analysmetoderna inte är helt jämförbara. Det går därför inte att utesluta något led i laboratoriernas arbetsmetoder från provhantering, jonbyte och analys som orsak till de systematiska felen (ca 100 µg  $Al_T$ /l respektive 50 µg  $Al_i$ /l) och den slumpmässiga variationen (45-148 µg  $Al_T$ /l, 1-86 µg  $Al_O$ /l och 18-88 µg  $Al_i$ /l, 95%-konfidensintervall) som förelåg mellan labben. Den långa lagringstiden av de flesta proven innan analys kan ha påverkat resultaten från IMA.

$Al$ -fraktioneringen inom IM används i huvudsak för att följa hur aluminium frigörs i marken och transporteras via grundvattnets ut i bäcken samt för att studera trender. Haltskillnaderna mellan de olika medierna samt variationen inom- och mellan år är påtagliga och betydligt större än de redovisade analysosäkerheterna (jmf. Bilaga 8). Bytet av laboratorium 2003 har därför begränsad betydelse för tolkbarheten av de insamlade  $Al$ -resultaten. De systematiska skillnaderna mellan laboratorierna är dock så stora att de påverkar tolkbarheten av om uppmätta  $Al_i$ -halter kan ha biologisk effekt förutsatt att felens storlek även är relevanta för ytvatten. Biologisk effekt anses uppträda vid halter över 20-100 µg  $Al_i$ /l beroende på organism (Lydersen et al. 2002). Inom IM används dock inte resultaten med detta syfte utan studierna är uteslutande processinriktade.

## Referenser

- Ahtiainen, M. 1992. *The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks*. Hydrobiologia 243/244, 465-473.
- Bishop, K. 1991. *Episodic increase in stream acidity, catchment flow pathways and hydrograph separation*. Ph. D. Thesis, Cambridge University, 241 pp.
- Bringmark & Bringmark. 2001. Water, Air and Soil Pollution: Focus 1:1, 2001
- Driscoll, C.T. 1984. *A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic water*. Internat. J. Anal. Chem. 16:267-283.
- EDC, 1993. *Manual for integrated monitoring. Program phase 1993-1996*. National Board of Waters and the Environment, Helsingfors.
- Grip, H. 1982. *Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten*. UNGI Report 58, 144 pp.
- Johansson K, Bergbäck B och Tyler G. 2001. *Impact of atmospheric long-range transport of lead, mercury and cadmium on the Swedish forest environment*. Water, Air and Soil Pollution: Focus 1(3-4), 279-297
- Knutsson, G., Bergström, S., Danielsson, L-G., Jacks, G., Lundin, L., Sandén, P., Sverdrup, H. And Warfinge, P. 1995. *Acidification of groundwater in forested till areas*. In: Effects of acid deposition and tropospheric ozone on forest ecosystems in Sweden. Ecological bulletins 44. Staaaf, H. And Tyler, G. Eds. Copenhagen. P. 271-300.
- Kvarnäs, H. 2000. *The Q model, a simple conceptual model for runoff simulations in catchment areas*. Dep. of Environ. Assess., SLU, Report 2000:15.
- Lofts S, Spurgeon DJ, Svendsen C, and Tipping, E. 2004. *Deriving soil critical limits for Cu, Zn, Cd and Pb: a method based on free ion concentrations*. Environmental Science and Technology 38(13), 3614-3622.
- Lundin, L. 1988. *Impacts of drainage for forestry on runoff and water chemistry*. The Publications of the Academy of Finland 4/1988, 197-205.
- Lundin, L. 1998. Hydrochemical retention in mirelands. *Hydrology in a changing environment*. British Hydrological Society. Volume 1, 445-453.
- Lundin, L. 1999. Effects on hydrology and surface water chemistry of regeneration cuttings in peatland forests. *International Peat Journal* 9, 118-126.
- Lundin, L. 2003. *Phosphorus concentrations and runoff in Swedish peatland waters*. Draft publication. Department of Environmental assessment, SLU, Uppsala. 7pp.
- Lydersen, E., S. Löfgren & T. Arnessen. 2002. *Chemical and biological effects of reacidification of limed water bodies – a state of the art review on metals*. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 32(2-3):73-295.
- Löfgren, S (Ed.). 1999. *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1997*. Naturvårdsverket rapport 5030. English summary.
- Löfgren, S (Ed.). 2000. *Miljötillståndet i skogsmark - integrerad övervakning*. Naturvårdsverket rapport 5071. English summary.
- Löfgren, S (Ed.). 2001. *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1999*. Inst. f. miljöanalys, SLU rapport 2001:10. English summary.
- Löfgren, S. & Olofsson, H. 2002. *Övervakning av akvatiska system i brukad skog – nuvarande status och förslag till framtida program*. Inst. f. miljöanalys, SLU, Rapport 2002:??, 26 sidor.
- Löfgren, S. & H. Olsson. 1990. *Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Underlagsrapport till Hav-90, Aktionsprogram mot havsföroreningar*. Naturvårdsverket rapport 3692, 100 pp.
- Meili M, Bishop K, Bringmark L, Johansson K, Sverdrup H, Munthe J and de Vries W. 2003. *Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems*. The Science of the Total Environment 304, 83-106.
- Rademacher, P. 2001. *Atmospheric Heavy Metals in Forest Ecosystems*. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Tyskland
- SYKE 1998. *Manual for integrated monitoring*. IM Program Centre, Helsingfors.  
[www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp\\_im/manual/index.htm](http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm)
- Tipping, E. 1998. *Humic ion-binding Model IV: an improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances*. Aquatic geochemistry 4, 3-48.
- Uggla, E. Och Westling, O. 2003. *Utlakning av fosfor från brukad skogsmark*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Lammhult. Rapport B 1549, 20 pp.

- Ukonmaanaho, L. 2001. *Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: a long-term integrated monitoring approach*. Finnish Forest Research Institute, 818.
- Westling, O., Löfgren, S. och Akselsson, C. 2001. *Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland*. Skogsstyrelsen, Jönköping. Rapport 2, 78pp.



## Appendix

### Halter

I Tabellbilagan redovisas medel- och medianvärden för halter av olika ämnen i deposition på öppet fält (Bulk deposition), krondropp (Throughfall), markvatten (Soil water), grundvatten (Groundwater) och bäckvatten (Stream water) i Gårdsjön, Aneboda och Kindla under 2003. Mark- och grundvatten insamlas både i inströmningsområden (Recharge area) och utströmnings-områden (Discharge area). Statistisk spridning redovisas som CV (Coefficient of Variation) och  $n_T$  visar antalet mättillfällen under året. Antalet analyser överstiger  $n_T$  i markvattnet eftersom 6-9 lysimetrar analyseras vid varje mättillfälle och på varje provtagningsnivå ( $n_0$  = totala antalet observationer).

Halterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 1:	Halter i luft: SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , O <sub>3</sub>
Appendix 2:	Allmänt: pH, konduktivitet, kisel
Appendix 3:	Kväve: Tot-N, Org-N, NO <sub>3</sub> -N, NH <sub>4</sub> -N Fosfor: Tot-P, Res-P, PO <sub>4</sub> -P Organiskt material: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Jonbalans – Gårdsjön
Appendix 5:	Jonbalans – Aneboda
Appendix 6:	Jonbalans – Kindla
Appendix 7:	Jonbalans – Gammtratten
Appendix 8:	Metaller: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metaller: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

### Transporter

Transporter i deposition på öppet fält, krondropp, förnafall (Litterfall) och bäckvatten har beräknats utifrån halter och uppmätta och/eller modellerade vattenflöden i Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Förfallet i inkluderar alla fraktioner.

Transporterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 10:	Näringsämnen: N, P, C
Appendix 11:	Jonflöden: Anjoner och katjoner
Appendix 12:	Metallflöden: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

### Biologiska mätningar

Appendix 13:	Nedbrytning av förfä (Standardrespiration)
Appendix 14:	Epifytiska lavar på grenar
Appendix 15:	Epifytiska alger på barr och lavar på grenar
Appendix 16:	Biodiversitet i undervegetationen på intensivtytor
Appendix 17:	Kemisk sammansättning på barr och förfäfall
Appendix 18:	Biomassa och bioelement i träd

### Klimat och hydrologi

Appendix 19:	Lufttemperatur och nederbörd
Appendix 20:	Vattenbalanser
Appendix 21:	Viktiga observationer

## **Appendix (English)**

### **Concentrations**

In the appendix, mean and median values on concentrations of different elements and substances are reported for bulk deposition at opened field, throughfall, soil water, groundwater and stream water in Gårdsjön, Aneboda and Kindla during 2003. Soil water and groundwater were collected both in recharge and discharge areas. Statistical variations are reported as Coefficient of Variation (CV) and  $n_T$  shows the number of samplings occasions during the year. In soil water, the numbers of analyses are much larger than  $n_T$ , since 6-9 lysimeters are sampled at each sampling occasion and at each sampling depth ( $n_o$ = total number of obs.).

The concentrations are found in the following order:

Appendix 1:	Concentrations in air: SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , O <sub>3</sub>
Appendix 2:	General: pH, conductivity, Si
Appendix 3:	Nitrogen: Tot-N, Org-N, NO <sub>3</sub> -N, NH <sub>4</sub> -N Phosphorus: Tot-P, Res-P, PO <sub>4</sub> -P Organic matter: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Ion balances – Gårdsjön
Appendix 5:	Ion balances – Aneboda
Appendix 6:	Ion balances – Kindla
Appendix 7:	Ion balances – Gammtratten
Appendix 8:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metals: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

### **Fluxes**

The fluxes in deposition on open field, throughfall, litterfall and stream water have been calculated from measured concentrations and measured and/or simulated water discharge values in Gårdsjön, Aneboda and Kindla. Litterfall fluxes include all fractions.

The fluxes are found in the following order:

Appendix 10:	Nutrients: N, P, C
Appendix 11:	Ions: Anions and cations
Appendix 12:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

### **Biological measurements**

Appendix 13:	Decomposition in field (litter bags), standardised litter
Appendix 14:	Epiphytic lichens on twigs
Appendix 15:	Epiphytic algae on needles and lichens on twigs of spruce
Appendix 16:	Biodiversity in understorey vegetation: intensity plots
Appendix 17:	Chemistry of spruce needles and needles in litterfall
Appendix 18:	Biomass and bioelements in trees

### **Meteorology and hydrology**

Appendix 19:	Air temperature and precipitation
Appendix 20:	Water balances
Appendix 21:	Important observations